

**VALORACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE  
TRES CIÉNAGAS DEL DEPARTAMENTO DE CESAR  
MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS ASOCIADOS A  
*EICHHORNIA CRASSIPES* (PONTEDERIACEAE)  
Assessing the water quality of three wetlands in the Department of  
Cesar, Colombia, through aquatic macroinvertebrates associated  
with *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae)**

MARÍA DEL ÁNGEL MARTÍNEZ-RODRÍGUEZ  
Bogotá, Colombia. [mariadelangelm@gmail.com](mailto:mariadelangelm@gmail.com)

GABRIEL A. PINILLA-A.  
Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.  
[gapinillaa@unal.edu.co](mailto:gapinillaa@unal.edu.co)

#### RESUMEN

Se evaluó la calidad de agua de tres ciénagas del departamento del Cesar (Zapatoza, Mata de Palma y La Pachita) mediante la caracterización de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a la planta acuática-flotante *Eichhornia crassipes* (taruya, buchón). Se realizaron dos muestreos en época de aguas altas y dos en el periodo de aguas bajas. Para determinar la calidad del agua se midieron variables fisicoquímicas y se utilizaron el Índice Biótico de Polución (IBP) y el Índice de Integridad Biótica de Macroinvertebrados (IIBM), este último desarrollado específicamente para las ciénagas estudiadas. Los individuos encontrados pertenecen a 15 órdenes, 34 familias y 87 morfotipos, y de ellos el orden Coleoptera fue el más diverso con 49 morfotipos (56% del total). Las familias Hydrophilidae y Dytiscidae (Coleoptera), Cycletheriidae (Branchiopoda), Chironomidae (Diptera) y Planorbidae (Basommatophora) fueron las más representativas en cuanto a la abundancia. Las abundancias por área fluctuaron entre 3130 ind.m<sup>-2</sup> en Mata de Palma (27% Conchostraca) y 190686 ind.m<sup>-2</sup> en La Pachita (95% Chironomidae). El IBP presentó las mayores correlaciones con las variables fisicoquímicas, pero el IIBM fue más flexible y sensible, por lo que se recomienda su utilización.

**Palabras clave.** Macroinvertebrados acuáticos, *Eichhornia crassipes*, bioindicación, ciénagas, Cesar.

#### ABSTRACT

The water quality of three wetlands (“ciénagas” Zapatoza, Mata de Palma and La Pachita) in the Department of Cesar, Colombia, was assessed by studying the aquatic macroinvertebrate community associated with macrophyte *Eichhornia crassipes* (“taruya, buchón”). Two surveys were carried out in periods of high waters and two

in low-waters. To determine the water quality, physical and chemical parameters were measured and two indexes were used: the Biotic Index of Pollution (BIP) and the Biotic Integrity Index of Macroinvertebrates (BIIM), the last developed specifically for the studied wetlands. The community of macroinvertebrates included 15 orders, 34 families, and 87 morphotypes, in which the order Coleoptera was the most diverse with 49 morphotypes (56% of the total). The families Hydrophilidae and Dytiscidae (Coleoptera), Cycletheriidae (Branchiopoda), Chironomidae (Diptera), and Planorbidae (Basommatophora) were the most representative in terms of their abundance. Abundances per area ranged from 3130 ind.m<sup>-2</sup> in Mata de Palma (27% Conchostraca) and 190686 ind.m<sup>-2</sup> in La Pachita (95% Chironomidae). The BIP had the highest correlations with the physicochemical variables, but the BIIM was more flexible and sensitive, and thus its use is recommended.

**Key words.** Aquatic macroinvertebrates, *Eichhornia crassipes*, bioindicación, wetlands, swamps, Cesar Department.

## INTRODUCCIÓN

En la evaluación de la calidad del agua se han utilizado diferentes organismos, entre los cuales los macroinvertebrados han sido los más recomendados (Roldán 1999, Bonada *et al.* 2006, Prat *et al.* 2009), puesto que pueden indicar características específicas, no solo de las condiciones actuales, sino también de las que se han presentado con anterioridad (meses o años atrás) en el medio donde se encuentran. Mediante la valoración de la comunidad de macroinvertebrados se pueden deducir aspectos del ecosistema acuático tales como los niveles de oxígeno y el grado de contaminación orgánica (Roldán 2003), así como el estado de eutrofización del sistema (Smith *et al.* 2007). Además, estos organismos permiten conocer, con aceptable precisión, el grado de autodepuración y las zonas de mayor o menor grado de saprobiedad en los sistemas lóticos (Pinilla 2000). En los últimos años los estudios de evaluación de la calidad del agua mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos (>500µ) se ha incrementado debido a las ventajas que presentan: su distribución prácticamente universal, sus hábitos relativamente sedentarios, la alta sensibilidad de algunos a las perturbaciones, sus

ciclos de vida que tienden a ser largos, sus reacciones rápidas frente a determinados impactos, la existencia de un patrón conocido para muchas especies de estímulo-respuesta ante alteraciones físico-químicas, la disponibilidad de métodos de evaluación y el conocimiento relativamente aceptable de su taxonomía para algunas regiones del mundo (Rosenberg & Resh 1996). El concepto de calidad del agua que se utiliza en el presente trabajo se refiere a las características físicas y químicas necesarias para que la vida acuática mantenga una condición favorable a lo largo del tiempo, especialmente para los animales que se emplean para consumo humano (peces principalmente).

En Colombia existe un número apreciable de estudios sobre macroinvertebrados, especialmente en sistemas lóticos (véanse por ejemplo Roldán 1999, Prat *et al.* 2009). En ambientes lénticos las investigaciones han sido considerablemente menores; tal es el caso de las ciénagas, de las cuales se dispone de un escaso número de estudios (Montoya & Aguirre 2009). Sobre los macroinvertebrados de los sistemas lénticos se pueden citar trabajos como el de Camacho (1995), quien estudió esta comunidad en tres esteros semi-

permanentes en los llanos de Casanare, y el de Jaramillo (2003) que analizó la estructura de los invertebrados asociados a macrófitas flotantes y su relación con la calidad del agua en la Ciénaga Colombia en Caucasia, Antioquia. Otros estudios han caracterizado los macroinvertebrados asociados a raíces de *Eichhornia crassipes* en ciénagas del bajo Sinú (Quirós *et al.* 2010) y han estudiado estas comunidades en humedales bogotanos (Rivera *et al.* 2013a, 2013b). En estas investigaciones se encontró que los grupos más comunes son los coleópteros, los dípteros, los hirudíneos y los isópodos y que existen fuertes cambios entre periodos climáticos.

En Suramérica existen algunos estudios sobre macroinvertebrados asociados a macrófitas, como los de Poi de Neiff & Carignan (1997), Marco *et al.* (2001), Poi de Neiff (2003), Momo *et al.* (2006) y Marçal & Callil (2008). De acuerdo con estas investigaciones, en la vegetación acuática abundan insectos, crustáceos, moluscos y oligoquetos, muchos de ellos detritófagos y filtradores. La complejidad del hábitat proporcionado por las plantas acuáticas afecta de manera significativa la riqueza y abundancia de los macroinvertebrados (Thomaz *et al.* 2008). Las relaciones entre los invertebrados y las plantas acuáticas son diversas y hay muchas variaciones en las comunidades de invertebrados que habitan estas macrófitas, influenciadas tanto por las plantas mismas, como por los cambios hidrológicos y fisicoquímicos del agua (Ali *et al.* 2007, Kouamé *et al.* 2010).

En Colombia se han desarrollado algunos ejercicios para asignar valores primarios de bioindicación a familias de macroinvertebrados en ríos (Riss *et al.* 2002a, 2002b). Se destaca la adaptación del método denominado Biological Monitoring Working Party (BMWP) realizada por Roldán (2003) para ríos colombianos y la utilización de la lógica difusa como herramienta de indicación en corrientes de la Sabana de Bogotá (Gutiérrez *et al.* 2004a, 2004b). En

cambio, para los sistemas lénticos los esfuerzos de bioindicación con invertebrados acuáticos son muy reducidos.

En el complejo cenagoso de Zapatosa convergen los ríos Cesar y Magdalena, cada uno con características diferentes en términos de régimen hidrológico, sedimentológico y de calidad físico-química del agua (Díaz-Granados *et al.* 2001). La ciénaga de Zapatosa es el reservorio de agua dulce más grande de Colombia y sostiene una de las productividades pesqueras más importantes del país (Ruíz 1995). Otros valores que proporcionan las ciénagas son el suministro de agua para consumo humano y para actividades agropecuarias, y el uso en la recreación y el turismo. Dada la importancia de estos cuerpos de agua, se hace imprescindible estudiar sus condiciones actuales para proponer medidas de manejo en favor de su conservación. En consecuencia, el objetivo general de este trabajo fue desarrollar un índice de macroinvertebrados acuáticos (Índice de Integridad Biótica de Macroinvertebrados - IIBM) para tres ciénagas del departamento del Cesar (Zapatosa, Mata de Palma y La Pachita), capaz de mostrar los cambios espaciales y temporales de la calidad del agua de estos sistemas cenagosos. Se utilizó como método de comparación el Índice Biótico de Polución (IBP) basado en la propuesta metodológica de Jiang & Shen (2005) y Jiang (2006). Las herramientas desarrolladas podrían servir con fines de conservación, monitoreo y gestión de estos importantes ecosistemas acuáticos.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

La depresión Momposina es una unidad topográfica bien definida, ubicada al norte de Colombia en los departamentos del Cesar y Magdalena, que corresponde a la planicie inundable de los ríos Magdalena, Cesar, Cauca y San Jorge (Ruíz 1995). Esta depresión comprende la mayor concentración de

ciénagas de los ríos mencionados, entre las cuales sobresale la de Zapatosa, cuya área es compartida en la zona sur-occidental por los departamentos de Cesar y Magdalena. El área específica del trabajo comprende las ciénagas de Zapatosa (9° 5' Norte, 73° 50' Oeste), Mata de Palma (9° 33' Norte, 73° 38' Oeste) y La Pachita (9° 38' Norte, 73° 37' Oeste). Zapatosa se encuentra entre los municipios de El Banco (departamento de Magdalena) y Chimichagua, Curumaní, Chiriguaná y Tamalameque (departamento de Cesar) y tiene una superficie aproximada de 310 km<sup>2</sup> (31000 Ha). Además del río Cesar, Zapatosa recibe varias corrientes de menor importancia y está rodeada por otras ciénagas pequeñas. Mata de Palma y La Pachita pertenecen al municipio de El Paso (Cesar) y se encuentran bajo una fuerte influencia de proyectos de explotación de carbón en la región. Sus áreas cubren aproximadamente 40 Ha y 10 Ha respectivamente y pertenecen al complejo de ciénagas de Mata de Palma, cuya área total fluctúa entre 30 Ha y 50 Ha según sea la época climática (IGAC 1996).

Las lluvias en el departamento del Cesar presentan un régimen bimodal que se concentra en dos periodos lluviosos, el primero de marzo a mayo y el segundo de septiembre a noviembre. Las mayores precipitaciones se presentan en las zonas sur y central con 2000 mm (INGEOMINAS 1995). Cuando ocurren las lluvias más intensas en la cuenca, el flujo del agua va en dirección del río Magdalena a la ciénaga Zapatosa, transportando una gran cantidad de material alóctono que altera sus condiciones físicas, químicas y biológicas (Ruíz 1995).

### **Muestreo e identificación de macroinvertebrados**

Se realizaron cuatro salidas de campo para cubrir las dos épocas hidrológicas contrastantes de la región. De esta manera, se hicieron dos muestreos en aguas altas (noviembre de 2006 y mayo de 2007) y dos en aguas bajas

(febrero y agosto de 2007) en cada una de las ciénagas. Se ubicaron dos puntos de muestreo en la zona litoral de cada ecosistema (Tabla 1). Se colectaron macroinvertebrados asociados a las raíces de jacinto de agua, conocido como taruya o buchón (*Eichhornia crassipes*). Se utilizó un marco con malla de 500 micras y 750 cm<sup>2</sup> de área, el cual se introdujo en el agua en sentido diagonal y a la mayor profundidad posible para subirlo lentamente hasta alcanzar las raíces y así capturar los invertebrados. Las plantas se guardaron en bolsas plásticas con alcohol al 70%, previo corte de las hojas. En el Laboratorio de Palinología del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia las raíces de las macrófitas se lavaron en tamices con cribas de 1 cm y 500 micras para separar los individuos por tamaño. Se observó cada raíz en detalle para extraer los individuos más pequeños adheridos. Los invertebrados se almacenaron en viales de vidrio con alcohol al 70%. Para la identificación se utilizaron los trabajos de Edmondson (1966), Roldán (1988), Borrór *et al.* (1989), Gaviria (1991), Mille (1993), Acevedo (1995), Lopretto & Tell (1995), Epler (1996), Fernández & Domínguez (2001), Thompson (2004) y Oliveira *et al.* (2005), principalmente. La determinación se hizo hasta el nivel taxonómico más detallado posible. Cuando fue necesario, se emplearon nombres y nomenclaturas artificiales (morfoespecies) para diferenciar los organismos distintos pertenecientes a un mismo nivel taxonómico. Los datos de abundancia se expresaron en número de organismos por metro cuadrado.

### **Muestreo de variables física y químicas**

En cada estación de muestreo se midieron conductividad eléctrica, dureza total, alcalinidad total, oxígeno disuelto, pH, sólidos suspendidos totales y temperatura. También se evaluaron cloruros, fosfatos, nitrógeno amoniacal y sulfatos. Todos los datos físicos y químicos se tomaron de trabajos paralelos realizados por Álvarez (2007, 2008).

**Tabla 1.** Ubicación de los puntos de muestreo en las tres ciénagas y promedios de las variables fisicoquímicas. Se indica el grado de deterioro o contaminación (1 menor, 6 mayor) de acuerdo al índice de polución fisicoquímica (IP).

Ciénaga	Estaciones	Latitud (N)	Longitud (W)	Conduc $\mu\text{S/cm}$	Ox. Dis. mg/L	pH Unid.	Temp °C	Sol. Sus. mg/L	Cloruros mg/L	Dureza Tot. mg/L	Alcal. Tot. mg/L	Amonio mg/L	Fosfatos mg/L	Sulfatos mg/L	IP	Grado de deterioro
Zapotosa	El Totumo	9° 18' 34.6"	73° 40' 53.2"	183	5,48	7,5	31,6	88,75	4,37	76	77,5	0,107	0,188	16,07	4,57	5
	Caño Largo	9° 17' 6.2"	73° 42' 41.5"	178,3	1,23	6,7	29,7	51	4,25	65	68	0,147	0,234	5	3,84	2
Mata de Palma	Litoral 1	9° 34' 17.8"	73° 38' 27.4"	233,3	3,67	6,8	31,1	18	2,37	73,5	72	0,155	0,076	61,92	3,64	1
	Litoral 2	9° 32' 43.3"	73° 39' 48.3"	337	5,7	7,5	32,7	20	2,37	73	83,5	0,205	0,059	69,18	4,24	3
La Pachita	Litoral 1	9° 38' 33.3"	73° 37' 04"	259	5,02	7,4	31,8	42,5	2,87	116	101	0,147	0,107	41,12	4,65	6
	Litoral 2	9° 38' 4.7"	73° 37' 10.7"	257	3,98	7,4	33	43	4,33	116,5	102	0,142	0,102	32,45	4,47	4

### Cálculo de los índices de calidad utilizados

#### Índice Biótico de Polución (IBP)

Este índice fue propuesto por Jiang & Shen (2005) y Jiang (2006). En él se emplean los máximos valores permitidos por la legislación sobre calidad de aguas para ciertas variables fisicoquímicas y se utiliza la presencia o ausencia de los taxones encontrados en cada ciénaga. Inicialmente se determinaron los índices de polución (IP) de cada variable fisicoquímica (calculados con respecto al límite permisible para agua potable). Estos IP permitieron hallar los valores de polución de los taxones (VPT), los cuales a su vez se utilizaron para encontrar el valor del IBP de la comunidad de macroinvertebrados en las ciénagas. Las siguientes son las ecuaciones para el cálculo del IP, del VPT y del IBP:

$$IP = \sum_{i=1}^n \frac{C}{CL} \quad (1)$$

donde IP es el índice de polución de una estación de muestreo, C es la concentración de la variable, CL es la concentración límite de esa variable para consumo humano según el decreto 1594 de 1984 (Ministerio de Agricultura 1984) y 475 de 1998 (Ministerio

de Salud 1998) de la legislación colombiana, y n es el número de parámetros. El valor de polución de un taxón específico (VPT) se calcula como:

$$VPT = \frac{\sum_{i=1}^n (Ln10IP/n)^i}{N} \quad (2)$$

donde n es el número de variables químicas y N es el número de sitios; los sitios donde ocurre el taxón se representa como i. El Índice Biótico de Polución (IBP) de la comunidad de macroinvertebrados se establece como:

$$IBP = \frac{\sum_{i=1}^n (VPT)^i}{n} \quad (3)$$

donde n es el número de especies o taxones en una comunidad y VPT es el valor de polución de cada taxón i. Con los valores del IBP de los macroinvertebrados se establecieron cuatro categorías de calidad. El IBP se transformó a porcentaje y se restó a 100 para obtener una categorización en la cual los mayores valores de IBP correspondieran a las mejores condiciones limnológicas (Tabla 2). Los valores límite para cada categoría se establecieron mediante la técnica de percentiles.

**Tabla 2.** Interpretación del IBP (Modificado de Jiang & Shen, 2005; Jiang, 2006).

IBP para los Macroinvertebrados	Interpretación	Implicaciones
>15	Ligeramente contaminado	Humedal con óptimas o buenas condiciones limnológicas
10 - 15	Moderadamente contaminado	Humedal con aceptables condiciones limnológicas
3 - 10	Fuertemente contaminado	Humedal con regulares condiciones limnológicas
<3	Severamente contaminado	Humedal con malas o deficientes condiciones ecológicas

*Índice de Integridad Biótica de los macroinvertebrados (IIBM)*

Este tipo de índices multimétricos se ha utilizado ampliamente en distintos humedales de Norteamérica, pero en el trópico esta herramienta no ha tenido una suficiente aplicación. El proceso para elaborar el IIBM constó de cinco pasos: 1. Selección de lugares de estudio (ciénagas de la depresión Momposina), 2. Plan de muestreo de macroinvertebrados (con la selección de atributos ecológicos como riqueza, estructura trófica, y diversidad, antecedentes sobre la comunidad de macroinvertebrados y elección de épocas climáticas para muestrear), 3. Trabajo de campo (escogencia de métodos de muestreo, representatividad del muestreo, preservación y procesamiento en laboratorio o en campo, toma de datos fisicoquímicos), 4. Ordenación de las estaciones de muestreo en un gradiente de menor a mayor contaminación de acuerdo al índice de polución fisicoquímica (IP, ecuación 2) calculado con los valores promedios de conductividad, oxígeno disuelto, pH, sólidos suspendidos, dureza, alcalinidad, amonio, fosfatos y sulfatos (Tabla 1), 5.

Procesamiento de muestras (identificación y conteo de organismos en muestras completas o en submuestras, colección de referencia), y 6. Análisis de las variables que pueden hacer parte del índice de integridad (selección de 8 a 12 variables medibles, asignación de puntaje a dichas variables, sumatoria de los puntajes para el IIBM, diseño de una escala de integridad de la comunidad, interpretación de resultados) (Modificado de U.S. EPA 2002). Esta sexta etapa se amplía a continuación.

Con base en el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman, calculado entre las variables abióticas y el IP de cada sitio, se eligieron de un grupo de 11 los siguientes parámetros para la elaboración del índice, por ser los de mayor coeficiente de correlación (>0,6), es decir, los que muestran una mayor explicación en la variación de la regresión: número total de taxones, número de taxones de odonatos, porcentaje promedio del 1<sup>er</sup> taxón más dominante, porcentaje promedio de los dos taxones más dominantes, porcentaje promedio de los tres taxones más dominantes, porcentaje de depredadores, porcentaje de filtradores e índice de diversidad de Shannon (Tabla 3).

Con los valores de cada variable se establecieron tres rangos para cada una mediante el cálculo de cuartiles del 25% y el 75% como límites inferior y superior del rango medio. Se crearon tres puntajes (1, 3 y 5) que se asignaron según el estado correspondiente a cada variable, donde dichos puntajes señalan las condiciones malas o buenas de los parámetros (1: valores que corresponden a sitios donde la variable muestra alto deterioro; 3: valores donde la variable exhibe deterioro moderado; y 5: valores donde la variable indica un estado adecuado) (Tabla 4).

La sumatoria de los puntajes de las variables del IIBM permitió ubicar el sitio dentro de una de las clases hipotéticas propuestas (Tabla 5). Estas clases (establecidas mediante percentiles

**Tabla 3.** Variables de los invertebrados acuáticos consideradas para la construcción del Índice de Integridad Biótica de los Macroinvertebrados (IIBM). Modificado de la propuesta de U.S. EPA (2002).

Variable	Tipo	Descripción
Número Total de Taxones	Estructura de la comunidad	Número total de taxones de macroinvertebrados de todos los órdenes en los sitios muestreados. La riqueza total de taxones aumenta con el aumento en el deterioro y la contaminación.
Número de Taxones de Gastrópodos	Estructura de la comunidad	Número de taxones de gasterópodos en los sitios muestreados. La cantidad de estos taxones decrece con el aumento en el deterioro y la contaminación
Número de Taxones de Odonatos	Estructura de la comunidad	Número de taxones de insectos del orden Odonata en los sitios muestreados. La cantidad de estos taxones aumenta con el aumento en el deterioro y la contaminación
Número de Taxones de Coleópteros	Estructura de la comunidad	Número de taxones de insectos del orden Coleóptera en los sitios muestreados. La cantidad de estos taxones aumenta con el aumento en el deterioro y la contaminación
Número de Taxones de Dípteros	Estructura de la comunidad	Número de taxones de insectos del orden Díptera en los sitios muestreados. La cantidad de estos taxones aumenta con el aumento en el deterioro y la contaminación
% de dominancia % de 1 taxón dominante % de 2 taxones dominantes % de 3 taxones dominantes	Composición de la comunidad	Porcentaje promedio de 1, 2 y 3 taxones más dominantes. Este valor aumenta con el aumento del deterioro y la contaminación.
% de Taxones depredadores	Grupo trófico	Suma del porcentaje de abundancia de taxones de macroinvertebrados que se alimentan de otros animales. Estos grupos depredadores aumentan con el aumento en el deterioro y la contaminación.
% de Taxones filtradores	Grupo trófico	Suma del porcentaje de abundancia de taxones de macroinvertebrados que se alimentan de detritus suspendido. Estos grupos filtradores disminuyen con el aumento en el deterioro y la contaminación.
Índice Shannon	Índice de diversidad	Valor del índice de diversidad de Shannon. Este valor disminuye con el aumento del deterioro y contaminación.

del 35% y 65% como límites inferior y superior del rango medio) indican la condición del humedal con base en los macroinvertebrados acuáticos. El IIBM fluctúa entre 8 y 40. Los umbrales propuestos (Tablas 4 y 5) deberán confirmarse o afinarse con base en estudios futuros. La ecuación para el cálculo del IIBM se muestra a continuación (las siglas son las que se indican en la Tabla 4):

$$IIBM = PuntajeTT + PuntajeTO + PuntajePD1 + PuntajePD2 + PuntajePD3 + PuntajePTD + PuntajePTF + PuntajeIDS \quad (4)$$

### Correlaciones entre índices y variables fisicoquímicas

A fin de establecer la relevancia estadística de los dos índices empleados, se realizaron correlaciones no paramétricas de Kendall entre éstos y los parámetros fisicoquímicos en cada uno de los puntos muestreados. De esta manera se exploró el grado en que los índices representan las condiciones de calidad fisicoquímica del agua y de integridad de las ciénagas con base en la comunidad de macroinvertebrados.

**Tabla 4.** Puntajes de las variables seleccionadas para la construcción del IIBM. 1: Mayor deterioro, 3: Moderado deterioro; 5: Menor deterioro.

Variable y su Sigla	Puntaje		
	1	3	5
Número Total de Taxones (TT)	>52	49-52	<49
Número de Taxones de Odonatos (TO)	>4	2-4	<2
% Promedio de dominancia 1 taxón más dominantes (PD1)	>57	41-57	<41
% Promedio de dominancia de los 2 taxones más dominantes (PD2)	>72	60-72	<60
% Promedio de dominancia de los 3 taxones más dominantes (PD3)	>81	70-81	<70
% de Taxones de Depredadores (PTD)	>54	44-54	<44
% de Taxones de Filtradores (PTF)	<5	5-9	>9
Índice de Diversidad de Shannon (IDS)	<1,47	1,47-1,87	>1,87

## RESULTADOS

### Caracterización general de los macroinvertebrados asociados a *Eichhornia crassipes*

En las tres ciénagas se registraron 69397 individuos (total sin considerar el área de muestreo) pertenecientes a 34 familias (Tabla

6) y 87 taxones asociados a las raíces de la macrófita acuática *Eichhornia crassipes*. La clase Insecta estuvo representada por las abundancias más altas con cuatro órdenes importantes, de los cuales los coleópteros tuvieron el mayor número de taxones, con tres familias de escarabajos acuáticos: Hydrophilidae, Dytiscidae y Noterida; los odonatos, los dípteros y los hemípteros mostraron abundancias menores. Las familias Cycletheriidae, Hydrophilidae, Dytiscidae, Chironomidae y Planorbidae fueron las más representativas en la macrofauna asociada a las raíces de *Eichhornia crassipes*. Las abundancias totales por área fluctuaron entre 3130 ind.m<sup>-2</sup> en Mata de Palma (27% Conchostraca) y 190686 ind.m<sup>-2</sup> en La Pachita (95% Chironomidae).

### Resultados de los índices de calidad basados en macroinvertebrados

#### Índice Biótico de Polución de Jiang

La utilización del IBP muestra que Zapatosa y Mata de Palma presentan valores promedios entre 3 y 10, mientras que La Pachita tiene un IBP muy bajo (Tabla 7). Según la tabla de interpretación para este índice (Tabla 2), las dos primeras ciénagas pueden considerarse fuertemente contaminadas, mientras que la

**Tabla 5.** Puntajes totales del IIBM para las ciénagas estudiadas. Modificado de la propuesta de U.S. EPA (2002).

Puntaje	Clase	Interpretación	Implicaciones
31 – 40	Buena a excelente	Alta integridad biótica de los macroinvertebrados	Ciénagas con poca intervención humana; contienen todas o casi todas las especies esperadas para la región, incluyendo los taxones más intolerantes, aunque algunos pueden estar ausentes. La comunidad exhibe una estructura trófica equilibrada o ligeramente desbalanceada, pero con éxito reproductivo. Pueden estar presentes algunas especies invasoras o exóticas.
18 – 30	Moderada	Moderada integridad de los macroinvertebrados	Ciénagas con signos de deterioro, los cuales incluyen pérdida de taxones intolerantes, reducción en la riqueza y un desvío fuerte de la estructura trófica (p.e. incremento en la frecuencia de omnívoros o de especies tolerantes); las clases de edad más viejas o los depredadores superiores pueden ser raras.
8 – 17	Pobre a muy pobre	Baja integridad biótica de los macroinvertebrados	Ciénagas dominadas por taxones altamente tolerantes o por especies invasoras; las formas híbridas pueden ser comunes; la presencia de enfermedades, lesiones, parásitos y otras anomalías pueden ser frecuentes. Hay muy baja representación o ausencia total de los taxones menos tolerantes.



última tiene una contaminación severa. De esta manera, las condiciones limnológicas de la columna de agua tienden a ser regulares en Zapatos y Mata de Palma y malas en La Pachita.

### *Índice de Integridad Biótica de macroinvertebrados*

Este índice señala que la integridad biótica de los macroinvertebrados de Zapatos es moderada (Tabla 8), lo cual corresponde a un

**Tabla 6.** Familias de macroinvertebrados asociados a las raíces *Eichhornia crassipes* en las tres ciénagas estudiadas

FAMILIA	Zapatos	Mata de Palma	La Pachita
Aesnidae	X		
Ampullaridae	X	X	X
Ancyliidae	X	X	X
Belostomatidae	X		
Ceratopogonidae	X	X	X
Chironomidae	X	X	X
Chrysomelidae		X	X
Coenagrionidae	X	X	X
Culicidae	X	X	X
Curculionidae	X	X	X
Cyclestheridae	X	X	X
Dorylaimidae	X	X	X
Dytiscidae	X	X	X
Glossiphonidae	X	X	X
Hydrobiidae	X	X	X
Hydrophilidae	X	X	X
Lampyridae		X	X
Libellulidae	X	X	X
Lymnessiidae	X	X	X
Naididae	X	X	X
Naucoridae	X	X	
Nepidae	X		X
Noteridae	X	X	X
Palaemonidae	X	X	X
Physidae	X	X	X
Planorbidae	X	X	X
Pleidae	X	X	
Polycentropodidae	X	X	X
Pyrallidae	X		X
Scirtidae	X	X	X
Staphilinidae	X		
Stratyomidae	X	X	X
Succineidae	X	X	
Tabanidae	X		X
TOTAL	32	28	28

sistema con signos de deterioro. En Mata de Palma se evidencia una integridad alta, por lo que su estado ecológico es bueno, mientras que La Pachita muestra una baja integridad de la comunidad y por tanto condiciones ecológicas pobres. Por otra parte, existe una relación entre la época de muestreo y los valores del índice, el cual tiende a aumentar en temporada de aguas bajas y a disminuir en aguas altas, excepto para Zapatos en febrero de 2007, que disminuyó (Figura 1).

**Tabla 7.** Resultados del IBP para los macroinvertebrados encontrados en raíces de *Eichhornia crassipes* en las ciénagas estudiadas

Ciénaga	IBP	
	Puntaje	Calidad del agua
Zapatos	5,4	Regular
Mata de Palma	9,8	Regular
La Pachita	0,14	Mala

### **Relaciones entre variables fisicoquímicas e índices bióticos y de calidad**

Para las correlaciones de Kendall entre los índices y las variables fisicoquímicas (n= 24 casos), se empleó la información fisicoquímica de Álvarez (2007, 2008). El IBP fue el índice que presentó mayor número de correlaciones significativas con algunos de los parámetros medidos (Tabla 9). Las correlaciones resaltadas en la Tabla 9 son las que tuvieron valores significativos al umbral alfa=0,05, es decir, aquellas en que la desviación del valor de r con respecto al cero no se debe a la aleatoriedad del muestreo. Nótese que el IBP se correlaciona negativamente con el pH, el % de saturación de oxígeno y la alcalinidad (esto es, el índice se incrementa señalando mejor calidad cuando esas variables disminuyen). El IIBM presentó tres correlaciones significativas, negativas todas, con el pH, la dureza y la alcalinidad. Esto significa que aumentos en el pH y en la mineralización del agua provocan reducción en el IIBM. Por

otra parte, solo el pH y la alcalinidad (es decir, las variables asociadas a la capacidad búfer del agua) se relacionan con los dos índices al mismo tiempo. Esto parece mostrar que cada índice responde de manera diferente a las variables ambientales. Es notoria la gran cantidad de correlaciones del IBP; este hecho y la evidencia de que las relaciones parecen ser más coherentes con este índice, harían creer que el IBP es el más apropiado para valorar el grado de contaminación de las ciénagas estudiadas, lo cual no es cierto necesariamente, como se discutirá más adelante.

## DISCUSIÓN

### Composición y abundancia de los invertebrados asociados a *E. crassipes*

La composición (Tabla 6) y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados asociados a las raíces de *Eichhornia crassipes* en las ciénagas estudiadas fueron similares a las registradas

en otros lugares del trópico y del subtropico. En un lago del África ecuatorial (Kouamé *et al.* 2010) se hallaron 68 taxones de macroinvertebrados, con un claro predominio de los insectos (77.94%) y altas densidades de depredadores y detritívoros. En el lago Nasser (Egipto), un embalse de condiciones subtropicales, Ali *et al.* (2007) encontraron hasta 67 especies de invertebrados asociados a macrófitas, de los cuales 12 fueron cladóceros, 4 copépodos, 4 insectos y 2 ostrácodos, anélidos y nematodos. Souza-Franco *et al.* (2009) registraron en un lago de várzea del río Paraná los órdenes Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera, Lepidoptera, Diptera y Coleoptera, pero con mayor dominancia y riqueza de Chironomidae. Un análisis detallado de los gasterópodos de las raíces del jacinto de agua en el complejo cenagoso del Bajo Sinú (Quirós *et al.* 2010) permitió registrar 8 especies pertenecientes a 6 familias. Otros trabajos como los de Poi de Neif & Carignan (1997) en el río Paraná, y Poi de Neiff (2003) y Marçal & Callil (2008) en el río Paraguay, han mostrado

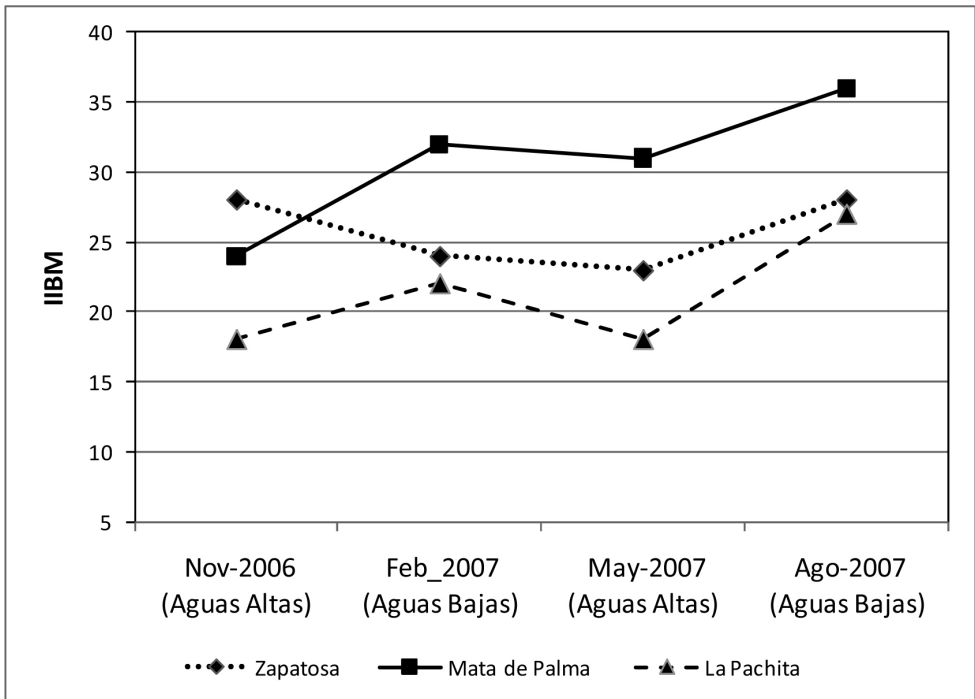


Figura 1. Comportamiento del IIBM en cada época de muestreo en las tres ciénagas.

resultados similares. En las ciénagas del Cesar predominaron los crustáceos branquiópodos (Cyclestheriidae), los dípteros (Chironomidae) y los gasterópodos (Planorbidae), lo cual indica en general cantidades importantes de materia orgánica (MO) (Roldán 1988, 2003, Pinilla 2000). Los coleópteros Hydrophilidae y Dytiscidae (numerosos en los muestreos) son principalmente depredadores (Pérez *et al.* 2004), y esto es indicio de una abundante oferta alimenticia.

Las abundancias por área de macroinvertebrados asociados a raíces de plantas acuáticas en las ciénagas trabajadas fue alta (96908 ind.m<sup>-2</sup> en promedio), si se la compara con la de otros sistemas como el lago Taabo en Costa de Marfil (1644 ind.m<sup>-2</sup>, Kouamé *et al.* 2010), los lagos Três Bocas y Cláudia en el alto Paraná (4684 y 19504 ind.m<sup>-2</sup>, respectivamente, Marcal & Callil 2008), el plano de inundación del mismo río (14755 ind.m<sup>-2</sup>, Poi de Neif y Carignan 1997) y el plano de inundación del río Paraguay (14355 ind.m<sup>-2</sup>, Poi de Neif 2003). Todos estos trabajos se refieren a las comunidades de invertebrados asociadas a la rizósfera de *Eichhornia* spp. Las densidades elevadas en las ciénagas de la depresión Momposina podrían indicar una alta disponibilidad de alimento para los invertebrados, algunos de los cuales tuvieron dominancias notables (coleópteros, branquiópodos y chironómidos).

**Tabla 8.** Resultados promedios de las variables y sus respectivos puntajes del IIBM para cada ciénaga.

VARIABLE	ZAPATOSA		MATA DE PALMA		LA PACHITA	
	Valor	Puntaje	Valor	Puntaje	Valor	Puntaje
Número total de taxones	52,5	1	44,5	5	51,5	3
Número de taxones de odonatos	3,5	3	3,0	3	3,5	3
% 1 taxón dominante	48,1	3	38,7	5	64,0	1
% 2 taxones dominantes	63,4	3	59,8	5	80,6	1
% 3 taxones dominantes	73,0	3	70,8	3	86,1	1
% filtradores	52,1	3	42,3	5	53,9	3
% depredadores	4,9	1	9,1	5	6,8	3
Índice de diversidad de Shannon	1,79	3	1,92	5	1,21	1
Integridad Biótica	<i>Moderada</i>	20	<i>Alta</i>	36	<i>Baja</i>	16

**Tabla 9.** Correlaciones de Kendall entre los índices de macroinvertebrados asociados a las raíces de *Eichhornia crassipes* y las variables fisicoquímicas para todas las estaciones de las tres ciénagas durante los cuatro muestreos. IBP: Índice Biótico de Polución; IIBM: Índice de Integridad Biótica de Macroinvertebrados. En negrilla se señalan las correlaciones significativas con  $p < 0,05$ ;  $n = 24$  número de casos correlacionados para cada índice

Variable	IBP	IIBM
Conductividad	<b>-0,353</b>	-0,050
pH	<b>-0,667</b>	<b>-0,288</b>
%Saturación Oxígeno	<b>-0,698</b>	-0,274
Sólidos Susp. Totales	-0,104	0,016
Cloruros	<b>0,370</b>	0,071
Dureza	-0,176	<b>-0,429</b>
Alcalinidad Total	<b>-0,415</b>	<b>-0,350</b>
Nitrógeno Total	<b>-0,394</b>	-0,249
Fosfatos	<b>0,387</b>	0,015
Fósforo Total	0,278	-0,043

### La calidad del agua basada en los índices de macroinvertebrados

En general, los dos índices utilizados con base en los macroinvertebrados acuáticos asociados a las raíces de macrófitas, reflejan en mayor o menor grado la calidad del agua de las ciénagas. Los dos índices coinciden en categorizar a la ciénaga de Zapatosa como de regular calidad (o moderada integridad biótica) y a La Pachita como de calidad

mala (o baja integridad). Mata de Palma fue de calidad regular según el IBP y de alta integridad biótica de acuerdo con el IIBM. Viendo estos resultados en su conjunto, parece razonable pensar que la integridad biótica refleja adecuadamente la calidad del agua. Por supuesto, es evidente que hay ciénagas más deterioradas que otras y que puede haber factores no considerados que dificultan una mejor correspondencia entre los índices aplicados. Así por ejemplo, las variaciones pueden estar afectadas por las interrelaciones de la rizósfera con los sistemas circundantes, dado que las raíces son un hábitat muy dinámico. Por otra parte, no se conocen los requerimientos ecológicos de muchas de las familias halladas en este trabajo, con lo cual hay una gran cantidad de información que no se está utilizando. En consecuencia, se requiere profundizar en el conocimiento del papel ecológico de estas familias de macroinvertebrados para lograr una mejor representación de la calidad del agua en sistemas tan particulares como las ciénagas de la región estudiada.

Los resultados del IBP son muy interesantes, ya que este índice trabaja con los valores máximos permitidos de calidad del agua y los relaciona con los taxones presentes. No obstante, no incluye las abundancias sino la presencia-ausencia de los taxones, de modo que se pierde mucha información. El mayor número de correlaciones de las variables fisicoquímicas con el IBP se debe a que en el cálculo de este índice se emplean las mismas variables fisicoquímicas, de manera que este resultado es esperable. Por otra parte, el IBP se basa en los estándares de calidad del agua para consumo humano, que no son necesariamente los mismos requeridos por la biota acuática. Por esta razón es necesario hacia el futuro establecer los límites adecuados de las variables fisicoquímicas para un buen desarrollo de los macroinvertebrados, de acuerdo con sus condiciones eco-fisiológicas. A pesar de los inconvenientes mencionados, el IBP parece

ser un índice aceptable para valorar el estado de conservación o deterioro de las ciénagas, con base en los macroinvertebrados que habitan la rizósfera de las plantas acuáticas.

Por su parte, el IIBM desarrollado en este trabajo considera diversos aspectos de la estructura de la comunidad, tales como riqueza, diversidad, dominancia y representatividad de algunos grupos taxonómicos y de ciertos gremios tróficos. Resultaría de gran interés, y daría mayor solidez a los resultados, si se tuviera en cuenta la tolerancia de cada taxón, la cual deberá establecerse en estudios específicos, para gradientes de distintos disturbios humano en un grupo amplio de ciénagas. Desafortunadamente, no hay un sistema cenagoso de referencia en la zona, lo suficientemente inalterado, que permita tener un punto de comparación (según el Ministerio del Medio Ambiente 2001, la depresión Momposina es uno de los complejos cenagosos más intervenidos del país), por lo que se debe trabajar con los ambientes disponibles en la región. Además, los métodos multimétricos (como los índices de integridad biótica) no siempre muestran una relación lineal con la degradación antrópica, ya que tienen umbrales de cambio (Bonada *et al.* 2006), de manera que entre un umbral y el siguiente hay un rango de degradación en el que no cambia el índice.

El índice IIBM propuesto carece por el momento de información detallada sobre la tolerancia de los taxones, pero es susceptible de mejoras y complementaciones. A pesar de esta limitación, se encontraron correlaciones significativas del IIBM con los parámetros de mineralización y con el pH. Es posible que el IIBM esté también relacionado con otras variables que no se midieron, como las demandas de oxígeno (DBO y DQO) y con la cantidad de MO particulada. Por otra parte, el número de muestras fue relativamente bajo y será necesario tener una base de datos más amplia, tanto espacial como temporalmente.

Aun con las restricciones mencionadas, es importante tener presente que las características estructurales de la comunidad empleadas en la construcción del IIBM permiten detectar aspectos que la sola composición y abundancia no logran discernir. Además, el IIBM es un índice sumatorio de dichas variables estructurales, sensible a las variaciones que ocurren en los macroinvertebrados asociados a la rizósfera de las plantas acuáticas, y por lo tanto muy robusto para detectar los cambios en la calidad del agua. Esto se debe a que las variables comunitarias del IIBM son un reflejo de la historia acumulada por los macroinvertebrados a lo largo de varios meses o años.

Al comparar los valores del IIBM de las ciénagas en los cuatro periodos muestreados, se observa que hubo una variación notable entre las épocas de aguas bajas y aguas altas (Figura 1). Esta diferenciación del comportamiento de este índice muestra que en aguas altas disminuye la integridad biótica, mientras que en aguas bajas sucede lo contrario. Esto mostraría una reducción de la calidad del agua en la época de inundación debido al ingreso masivo de aguas más contaminadas. Adicionalmente, es factible pensar que el factor climático (causante de cambios fisicoquímicos en el agua) incida de modo indirecto y con cierto retraso en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados. En Mata de Palma y La Pachita las diferencias estacionales fueron más marcadas (IIBM= 24 a 36 y 18 a 27, respectivamente) que en Zapatosa, donde el IIBM tuvo un rango más estrecho (22 a 28); la gran extensión de esta última ciénaga (31000Ha) puede ser un factor que amortigua los cambios climáticos e hidrológicos.

En la aplicación y análisis de un índice de integridad biótica como el IIBM, es importante considerar el tipo de datos de que se dispone. En Estados Unidos esta herramienta se ha desarrollado para los humedales de un mismo estado, por lo cual se han obtenido IIBMs

por regiones (U.S. EPA 2002). Para ello, se han empleado abundantes datos en cuanto a puntos de muestreo y cantidad de humedales, así como un número alto de variables. Esta elevada cantidad de mediciones permite una mayor confiabilidad en la selección de los atributos más apropiados para la construcción del índice. Infortunadamente, este no es el caso de los estudios en Colombia, por lo que el índice que se propone en este trabajo para las ciénagas de la depresión Momposina debe tomarse como una primera aproximación que necesitará más información para ser validado. Hay que recordar que la mayoría de los índices bióticos que existen son válidos para regiones biogeográficas específicas y que en su definición juega un rol importante la experiencia de los investigadores.

La mayoría de los índices utilizados para determinar la calidad del agua con base en los macroinvertebrados acuáticos se han desarrollado para sistemas lóticos, de modo que su uso y aplicación a sistemas lénticos debe hacerse con precaución. Este es el caso de índices como el Biological Monitoring Working Party (BMWP), el ASPT (Average Score Per Taxon) y el IBF (Índice Biótico de Familias - Hilsenhoff 1987), creados específicamente para corrientes europeas y norteamericanas (Prat *et al.* 2009). Su utilización como herramientas confiables para evaluar las ciénagas (y otros ambientes similares como humedales y pantanos) y para tomar decisiones sobre su uso y manejo, requerirá determinar las familias propias de las aguas lénticas tropicales. De los dos índices utilizados, el IIBM se construyó específicamente para las ciénagas, mientras que el IBF puede aplicarse tanto a ambientes lénticos como lóticos, ya que basa en las características fisicoquímicas del ecosistema y en los organismos allí presentes.

Según los índices empleados, en general las tres ciénagas se encuentran en estados moderados a malos de calidad de sus aguas, con abundante MO y niveles medios de

oxígeno. Esto es lo esperado para sistemas como las ciénagas, las cuales reciben normalmente grandes cargas de sedimentos de los ríos durante los picos de inundación. La cuantificación de la contaminación orgánica en aguas lénticas es compleja, ya que la MO de las aguas residuales no es necesariamente muy diferente de aquella de origen natural (VanLoon & Duffy 2005). Una ciénaga natural contiene mucha MO, aunque no es muy reactiva, debido a la gran cantidad de materiales de lenta biodegradación, como la celulosa, la lignina y las sustancias húmicas. Estas últimas son de menor degradabilidad por parte de las bacterias acuáticas, en comparación con la MO proveniente de los lixiviados de las macrófitas (Farfalla *et al.* 2009). Las ciénagas se caracterizan por ser naturalmente deficitarias en oxígeno y por el intercambio lento con el aire, ya que el agua es menos turbulenta que en un río. Por ello los macroinvertebrados acuáticos de las ciénagas indican estas elevadas cantidades de MO, como si fuera un hábitat contaminado. Dadas estas condiciones, es factible pensar que las calificaciones otorgadas por los índices deben reinterpretarse, considerando que las comunidades de macroinvertebrados halladas en estos ambientes corresponden a las condiciones típicas de una ciénaga y no necesariamente señalan problemas de contaminación. A pesar de que cada método puede reflejar aspectos distintos de la calidad del agua, en el futuro parece necesario revisar las escalas de calificación de los índices a fin de establecer rangos más apropiados para el tipo de ambientes cenagosos estudiados.

Finalmente, hay que señalar que ninguno de los dos índices empleados aplica todas las variables necesarias para abordar el tema de la bioindicación de una manera más integral. Teniendo en cuenta la mayor cantidad de correlaciones encontradas (Tabla 9) con el IBP, este parece ser un método adecuado para valorar la calidad del agua con base en la comunidad

de macroinvertebrados asociados a raíces. No obstante, algunas de sus correlaciones no son coherentes o se deben a la estructura interna del índice, por lo que es necesario contar con un set de datos más amplio (espacial y temporalmente) que permita dilucidar estas incongruencias. El IIBM propuesto es más flexible, recoge distintos aspectos ecológicos de la comunidad de invertebrados acuáticos y parece mostrar adecuadamente la calidad del agua de las ciénagas, pero requiere mayor investigación, es decir también se necesita un conjunto de datos más extenso, tanto en cuanto a parámetros fisicoquímicos como a posibles variables de la comunidad, a fin de lograr una herramienta más acorde con las características particulares de estos ecosistemas cenagosos. Sin embargo, esta primera aproximación constituye un buen acercamiento inicial a la definición de la calidad del agua de las ciénagas del Cesar mediante índices basados en macroinvertebrados. Los resultados obtenidos muestran que el uso de este tipo de indicadores es adecuado y confiable y que sus perspectivas de implementación son muy promisorias.

## AGRADECIMIENTOS

A CORPOCESAR (Corporación Autónoma Regional de Cesar) y al Instituto de Ciencias Naturales (ICN-Universidad Nacional de Colombia) por la financiación del estudio. Al profesor Orlando Rangel por el apoyo ofrecido como Director General del proyecto principal. Al Laboratorio de Palinología del ICN y a sus integrantes, por toda la colaboración prestada. Al Biólogo M.Sc. Juan Pablo Álvarez, de cuyos trabajos en las ciénagas proviene la información fisicoquímica. A los profesores Germán Amat, Edgar Linares y Emilio Realpe por su ayuda con la bibliografía y la confirmación taxonómica. A los evaluadores anónimos, quienes a través de sus críticas y comentarios mejoraron notablemente la versión final.

## LITERATURA CITADA

- ACEVEDO, A. 1995. Oligochaeta (Annelida) En: Seminario invertebrados acuáticos y su utilización en estudios ambientales. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, p. 157-168.
- ALI, M.M., A.A. MAGEED & M. HEIKALC. 2007. Importance of aquatic macrophyte for invertebrate diversity in large subtropical reservoir. *Limnologia* 37: 155-169.
- ÁLVAREZ, J.P. 2007. Caracterización limnológica de la Ciénaga de Zapatoza. En: J.O. Rangel-Ch. (ed.). Estudio de Inventario de Fauna, Flora, Descripción Biofísica y Socioeconómica y Línea Base Ambiental Ciénaga de Zapatoza. Convenio Instituto de Ciencias Naturales/Universidad Nacional de Colombia-Corpopecar. Informe Final de Actividades. pp. 422-473. Bogotá D.C.
- ÁLVAREZ, J.P. 2008. Caracterización limnológica de las Ciénagas de Mata de Palma y La Pachita. En: J.O. Rangel-Ch. (ed.). Estudio de Inventario de Fauna, Flora, Descripción Biofísica y Socioeconómica y Línea Base Ambiental de las Ciénagas de Mata de Palma y La Pachita. Convenio Instituto de Ciencias Naturales/Universidad Nacional de Colombia-Corpopecar. Informe Final de Actividades. pp. 209-238. Bogotá D.C.
- BONADA, N., N. PRAT, V.H. RESH & B. STATZNER. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- BORROR, D., C. TRIPLEHORN & N. JOHNSON. 1989. An introduction to the study of insects. 6<sup>a</sup> edition. Saunders College Publishing, Fort Worth. 875p.
- CAMACHO, J.A. 1995. Contribución al estudio de los macroinvertebrados acuáticos en tres esteros del departamento del Casanare, Colombia. *Ciencia en Desarrollo (Tunja)* 2(02): 36-49.
- DÍAZ-GRANADOS, M., L. CAMACHO & A. MAESTRE. 2001. Modelación de balances hídricos de ciénagas fluviales y costeras colombianas. Universidad de los Andes. *Revista de Ingeniería* 13: 12-20.
- EDMONDSON, W.T. (ed.). 1966. Fresh-water biology. 2<sup>a</sup> edition. Wiley, Nueva York. 1248p.
- EPLER, J.H. 1996. Identification manual for the water beetles of Florida. Department of Environmental Protection. Tallahassee, Florida. 257 p.
- FARJALLA V.F., C.C. MARINHO, B.M. FARIA, A.M. AMADO, F.A. ESTEVES, R.L. BOZELLI & D. GIROLDO. 2009. Synergy of fresh and accumulated organic matter to bacterial growth. *Microbiology of Aquatic Systems* 57: 657-666.
- FERNÁNDEZ, H. & E. DOMÍNGUEZ. (eds). 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina. 282p.
- GAVIRIA, E. 1991. Estudio taxonómico, ecológico y zoogeográfico de oligoquetos acuáticos (Annelida, Oligochaeta) de Colombia. Proyecto Fundación para la Promoción de la Investigación y la Tecnología. Banco de la República. Informe Final. 86 p. Bogotá D.C.
- GUTIÉRREZ, J.D., W. RISS & R. OSPINA. 2004. Lógica difusa como herramienta para la bioindicación de la calidad del agua con macroinvertebrados acuáticos en la Sabana de Bogotá-Colombia. *Caldasia* 26(1): 161-172.
- GUTIÉRREZ, J.D., W. RISS & R. OSPINA. 2006. Bioindicación de la calidad del agua en la Sabana de Bogotá – Colombia, mediante la utilización de la lógica difusa neuroadaptativa como herramienta. *Caldasia* 28(1): 45-56.
- HILSENHOFF, W.L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *The Great Lakes Entomologist* 20(1): 31-39.
- IGAC-INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI. 1996. Diccionario Geográfico de Colombia. Tomo IV. IGAC, Ministerio de Hacienda y Crédito Público. 2504 pp. Bogotá.

- INGEOMINAS. 1995. Estudio geotectónico e hidráulico del río Cesar y sus áreas cenagosas. Bogotá D.C.
- JARAMILLO, J. C. 2003. Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a macrófitas flotantes y su relación con la calidad del agua en la ciénaga Colombia. Cauca, Antioquia. Revista Ingenierías. Universidad de Medellín (3): 105-120.
- JIANG, J. & Y. SHEN. 2005. Use of the aquatic protozoa to formulate a community biotic index for an urban water system. *Science of the Total Environment* 346: 99-111.
- JIANG, J. 2006. Development of a new biotic index to assess freshwater pollution. *Environmental Pollution* 139: 306-317.
- KOUAMÉ, M.K., M.Y. DIÉTOA, S.K. DA COSTA, E.O. EDIA, A. OUATTARA & G. GOURÈNE. 2010. Aquatic macroinvertebrate assemblages associated with root masses of water hyacinths, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach, 1883 (Commelinales: Pontederiaceae) in Taabo Lake, Ivory Coast. *Journal of Natural History* 44(5-6): 257-278.
- LOPRETTO, E. & G. TELL (eds). 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio. Ediciones Sur. Tomo I. La Plata, Argentina. 405p.
- MARÇAL, S.F. & C.T. CALLIL. 2008. Structure of invertebrates community associated with *Eichhornia crassipes* Mart. (Solms-Laubach) after the introduction of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the Upper Paraguay River, MT, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis* 20(4): 359-371.
- MARCO, P., M.R. ARAÚJO, M.K. BARCELOS & M.B. SANTOS. 2001. Aquatic invertebrates associated with the water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in an eutrophic reservoir in tropical Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36(1): 73-80.
- MILLE, S. 1993. Guía para la identificación de invertebrados. Ed. Trillas. México, 465p.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA. 1984. Decreto 1594 por el cual se reglamentan los usos del agua y residuos líquidos. Diario Oficial No 36.700, Bogotá, Colombia, 26 de junio de 1984.
- MINISTERIO DE SALUD. 1998. Decreto 475 por el cual se expiden normas técnicas de calidad del agua potable. Diario Oficial 43.259, Bogotá, Colombia, 16 de marzo de 1998.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE. 2001. Política Nacional para Humedales Interiores de Colombia. Estrategias para su conservación y uso racional. Bogotá, Colombia, 54 p.
- MOMO, F.R., M.A. CASSET, P. GANTES, A.M. TORREMORELL & R.M. PERELLI. 2006. Relationship between micro-invertebrates and macrophytes in a wetland: Laguna Iberá (Corrientes, Argentina). Implications for water quality monitoring. *Environmental Monitoring and Assessment* 112: 271-281.
- MONTOYA, Y. & N. AGUIRRE. 2009. Estado del arte de la limnología de lagos de planos inundables. *Revista Gestión y Ambiente* 12(3): 85-106.
- OLIVEIRA, A., N. HAMADA & J.L. NESSIMIAN. 2005. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia* 49(2): 181-204.
- PÉREZ, R.M., R.F. PINEDA & V. CAMPOS. 2004. Estructura trófica de las asociaciones de macroinvertebrados acuáticos de manantiales cársticos en la Huasteca Mexicana. *Biológicas* 6: 37-47.
- PINILLA, G. 2000. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Compilación bibliográfica. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Centro de Investigaciones Científicas. Bogotá. 67p.
- POI DE NEIFF, A. & R. CARRIGNAN. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia* 345: 185-196.
- POI DE NEIFF, A. 2003. Macroinvertebrates living on *Eichhornia azurea* Kunth in



- the Paraguay River. *Acta Limnologica Brasiliensis* 15(1): 55-63.
- PRAT, N., RÍOS, B., ACOSTA, R. & M. RIERADEVALL. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. y H. R. Fernández (Eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 26 pp.
- QUIRÓS, J.A., J.E. ARIAS & E.R. RODRÍGUEZ. 2010. Gastrópodos asociados a *Eichhornia crassipes* en el complejo cenagoso del Bajo Sinú (Córdoba, Colombia). *Temas Agrarios* 15:(1) 84-95.
- RISS, W., R. OSPINA & J.D. GUTIÉRREZ. 2002a. Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la Sabana de Bogotá. *Caldasia* 24(1): 135-156.
- RISS, W., R. OSPINA & J.D. GUTIÉRREZ. 2002b. Una metodología para el cálculo de valores primarios de bioindicación. *Acta Biológica Colombiana* 7(2): 29-35.
- RIVERA, J.J., G. PINILLA & D.L. CAMACHO. 2013a. Grupos tróficos de macroinvertebrados acuáticos en un humedal urbano andino de Colombia. *Acta Biológica* 18(2): 43-56.
- RIVERA, J.J., G. PINILLA & J.O. RANGEL-CH. 2013b. Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jaboque-Colombia. *Caldasia* 35(2): 389-408.
- ROLDÁN, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN Colombia, Colciencias, Universidad de Antioquia, Bogotá. 217p.
- ROLDÁN, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 23(88): 375 – 386.
- ROLDÁN, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. *Uso del método BMWP/Col*. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. 170p.
- ROSENBERG, D.M & V.H. RESH. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring. In: *Aquatic insects of North American*. Merritt R. W. and W. K. Cummins (Eds), 3<sup>a</sup> ed. Dubuque, Iowa, Kendall / Hunt Publishing. Company. P. 87-97.
- RUÍZ, J.E. 1995. *Limnología fisicoquímica y una aproximación a la productividad primaria en la Ciénaga de Zapatos*. Universidad de los Andes. Facultad de Ciencias. Tesis de Postgrado. 182p. Bogotá D.C.
- SMITH, A.J., R.W. BODE & G.S. KLEPPEL. 2007. A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators* 7: 371-386.
- SOUZA-FRANCO, G.M., I. DE F. ANDRIAN & R.M. FRANCO. 2009. Comunidade de insetos aquáticos associados à *Eichhornia azurea* (Schwartz) Kunth, em uma lagoa de várzea na planície de inundação do Alto Rio Paraná, Mato Grosso do Sul, MS, Brasil. *Biológico* 71(1): 83 – 91.
- THOMAZ, S.M., E.D. DIBBLE, L.R. EVANGELISTA, J. HIGUTI & L.M. BINI. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology* 53: 358–367.
- THOMPSON, F. 2004. An identification manual for the freshwater snails of Florida. Florida Museum of Natural History University of Florida. Disponible en línea en: <http://www.flmnh.ufl.edu/malacology/fl-snail/snails1.htm>.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). 2002. *Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing Metrics and Indexes of Biological Integrity*. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-016.
- VANLON, G.W. & S.J. DUFFY. 2005. *Environmental Chemistry: A Global Perspective*. Oxford University Press, 2<sup>da</sup> ed., 532 p.

Recibido: 02/04/2013

Aceptado: 06/10/2014