

BIOMONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LOS RÍOS DE LOS LLANOS ORIENTALES DE VENEZUELA

(BIOMONITORING OF WATER QUALITY IN THE RIVERS OF THE EASTERN PLAINS OF VENEZUELA)

BRIGHTDOOM MÁRQUEZ-ROJAS¹, JORGE BARRIOS-MONTILLA²

¹Laboratorio de plancton, departamento de Biología Marina, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente

² Laboratorio de macroalgas, departamento de Biología Marina, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente

bmarquez2001@gmail.com, jebarster@gmail.com.

RESUMEN

Los macroinvertebrados bentónicos son utilizados como indicadores biológicos en la evaluación de ecosistemas fluviales, ya que sus características, requerimientos especiales y adaptaciones hacen a estos organismos sensibles a las alteraciones de su hábitat. Se realizó un muestreo de macroinvertebrados bentónicos en 12 ríos del sur de los estados Anzoátegui y Monagas (Venezuela), para evaluar la calidad de las aguas usando el sistema para la determinación del índice de monitoreo biológico (BMWP) y algunos índices comunitarios, además se realizó una caracterización físico-química de las aguas de cada río. Se identificaron 20 órdenes de macroinvertebrados distribuidos en 24 familias; las familias Leptoceridae, Hydropsychidae, Odontoceridae y Culicidae reportaron la mayor cantidad de individuos. El índice biótico BMWP' mostró como débilmente contaminados a más del 50,00% de los ríos estudiados, con valores intermedios (61,00–83,00). Los ríos Agua Clara y la estación 2 del río Chive, fueron los que presentaron las mejores condiciones ambientales, a diferencia del río San Antonio que presentó los menores valores del índice BMWP' y de diversidad, evidenciando aguas posiblemente afectadas por contaminación. En general, la mayor parte de los ríos evaluados presentaron una calidad ambiental aceptable, con la presencia de numerosas especies de insectos y otros organismos, poco afectados por actividades antrópicas y con una gran capacidad de resiliencia.

Palabras claves: Calidad biológica, Índice BMWP, macroinvertebrados bentónicos

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates are used as biological indicators in the evaluation of fluvial ecosystems, since their characteristics, special requirements and adaptations make these organisms sensitive to alterations in their habitat. A sampling of benthic macroinvertebrates was carried out in 12 rivers in the south of the states Anzoátegui and Monagas, Venezuela, to evaluate the quality of the waters using biological BMWP' index and some community indices, as well as a physical-chemical characterization of the waters of every river. 20 orders of macroinvertebrates distributed in 24 families were identified; the families

Leptoceridae, Hydropsychidae, Odontoceridae and Culicidae reported the largest number of individuals. The BMWP' biotic index showed that more than 50.00% of the rivers studied were slightly polluted, with intermediate values (61.00–83.00). The Agua Clara Rivers and Chive river station 2 were the ones that presented the best environmental conditions, unlike the San Antonio River that presented the lowest values of the BMWP' and diversity index, showing waters possibly affected by contamination. In general, most of the rivers evaluated presented an acceptable environmental quality, with the presence of numerous species of insects and other organisms, little affected by anthropic activities and with a great resilience capacity.

Key Words: Biological quality, BMWP index, benthic macroinvertebrates.

INTRODUCCIÓN

El aumento de la influencia de las actividades humanas constituye la mayor fuente de perturbación sobre los ecosistemas fluviales, en donde la contaminación, la pérdida de bosques ribereños, los cambios en el uso de la tierra, la excesiva explotación de los recursos hidrobiológicos y las alteraciones hidrogeomorfológicas, han tenido un efecto adverso en el estado de conservación de los hábitats fluviales y la biodiversidad asociada (BARRIOS-GÓMEZ *ET AL.* 2015). Los análisis químicos, hacia finales de la década de 1970, eran los métodos más utilizados para evaluar la calidad de las aguas, pero en caso de perturbaciones no puntuales de origen difuso, eran ineficaces para detectar cambios en las condiciones naturales de los ríos. Como alternativa, el uso de los métodos biológicos en el monitoreo de las condiciones de los cuerpos de agua ha tenido un gran auge y se han convertido en una valiosa herramienta complementaria de los métodos químicos y bacteriológicos (ROLDÁN 2003; SEGNINI 2003).

La bioevaluación de las aguas se fundamenta en la capacidad natural que tiene la biota acuática de responder a los efectos de perturbaciones eventuales o permanentes debido a cambios en su estructura y funcionamiento al modificarse las condiciones de sus hábitats naturales (SAWYER *ET AL.* 2004). De modo que es posible usar algunas características estructurales y funcionales de los diferentes niveles de

organización biológica para evaluar en forma comparativa el estado de la biota acuática, cuya condición es reflejo del estado ecológico del cuerpo de agua (BARRIOS-GÓMEZ *ET AL.* 2015).

Por lo general, no se evalúa la condición de toda la comunidad biótica sino la de algunas agrupaciones de organismos. El plancton, los peces y los invertebrados han sido los grupos más usados como bioindicadores, destacándose entre ellos los macroinvertebrados bentónicos. Estos son todos los invertebrados que habitan el fondo de los ecosistemas acuáticos, al menos en algunas etapas de su ciclo de vida y que son retenidos en redes con una abertura de poro igual o menor a las 500,00 μm (HAUER & RESH 1996). Dentro de los macroinvertebrados, los insectos acuáticos son muy susceptibles a los cambios fisicoquímicos en los ecosistemas acuáticos (PINO-SELLES Y BERNAL-VEGA 2009); muchas especies son depredadoras de vectores de enfermedades y constituyen fuente de alimento para los peces y otros animales acuáticos (HANSON *ET AL.* 2010). Por lo tanto, las características ecofisiológicas de especies de insectos acuáticos y en general, de macroinvertebrados en los ríos, indican la calidad del agua.

Estos estudios han tomado auge en los últimos años en Venezuela debido a la situación de riesgo en la cual se encuentran los ríos, proporcionado por la acción prolongada y constante de diversas perturbaciones (WINEMILLER *ET AL.*

1996; KARWAN *ET AL* 2001; ALLAN *ET AL.* 2002; WRIGHT & FLECKER 2004). Entre los trabajos realizados en Venezuela con macroinvertebrados bénticos tenemos los de LUGO Y FERNÁNDEZ (1994), quienes evaluaron los efectos de la contaminación orgánica sobre la composición y diversidad de la entomofauna en el río Güey, estado Aragua; RINCÓN (1995) estudió los cambios en la composición y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo de un gradiente de contaminación orgánica del río Mucujún, estado Mérida; SEGNINI (2003) realizó una recopilación de los diferentes enfoques que han contribuido al desarrollo conceptual y metodológico del uso de los macroinvertebrados como indicadores de la condición ecológica de los ríos; GRATEROL *ET AL.* (2006) compararon la composición de las familias de insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua en cuatro localidades del río Guacara, estado Carabobo; SEGNINI *ET AL.* (2009) utilizaron el índice biótico BMWP para evaluar la condición ecológica de los ríos de una cuenca alto-andina; BARRIOS Y RODRÍGUEZ (2013) evaluaron el estado de conservación de los ecosistemas fluviales y sus insectos acuáticos en la cuenca alta del río Turbio, estado Lara; BARRIOS-GÓMEZ *ET AL.* (2015) estimaron la integridad de los ecosistemas fluviales con base a las comunidades de insectos acuáticos en el río Misoa de la cuenca del lago de Maracaibo, y finalmente CORREA *ET AL.* (2020) evaluaron la condición ecológica en 33 ríos de la cuenca alta del río Chama, estado Mérida, aplicando el índice biótico Andino y el índice biótico Integrado. En los ríos de los llanos orientales de Venezuela no se han efectuado estudios de este tipo.

El empleo de atributos de las comunidades de insectos acuáticos y la valoración de su tolerancia frente a los gradientes de perturbación son claves para el desarrollo de métodos que interpreten el estado de conservación del hábitat fluvial, como es el caso de los índices bióticos. Entre los índices con aplicación más

extendida se encuentran el índice biótico de familias de Hilsenhoff (IBF) y el índice BMWP (Biological Monitoring Working Party o Sistema para la Determinación del Índice de Monitoreo Biológico).

El índice BMWP se creó en Inglaterra en el año 1970 como un método simple que asigna un puntaje a todos los grupos de macroinvertebrados identificados a nivel de familia, teniendo como requisito datos cualitativos de presencia o ausencia. ALBATERCEDOR Y SÁNCHEZ-ORTEGA (1988) realizaron la adaptación de éste índice y lo llamaron Biological Monitoring Working Party Store System (BMWP'). En Suramérica a partir de estos lineamientos se realizaron diferentes adaptaciones de acuerdo a las especies existentes en los ríos de Argentina (DOMÍNGUEZ Y FERNÁNDEZ 1998), Colombia (ROLDÁN 2003; SÁNCHEZ 2005), Bolivia (ZAMORA Y ORTUÑO 2012), Ecuador (ARROYO Y ENCALADA 2009) y Venezuela (GAMBOA *ET AL.* 2008), estos trabajos son sólo algunas referencias de los cientos de estudios realizados. En algunos casos, como en Colombia, Bolivia y Argentina, se cuenta con adaptaciones e índices biológicos propios (JACOBSEN *ET AL.* 1997; ROLDÁN 2003; ZAMORA Y ORTUÑO 2012).

El propósito de este estudio fue realizar una evaluación de la calidad de las aguas de 12 ríos del sur de los estados Anzoátegui y Monagas (Venezuela) a través del análisis de sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos mediante el uso del índice BMWP' y algunos índices comunitarios, complementados con datos de las variables físico-químicas de cada río.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: La región sur de los estados Anzoátegui y Monagas presentan una extensa planicie con escasos accidentes geográficos y una extensa cuenca hidrográfica que por su

geomorfología drena las aguas hacia la cuenca baja y delta del río Orinoco; esta zona correspondiente a los llanos orientales presenta un régimen de precipitaciones que va de 1000,00 a 1500,00 mm/año (SILVA 2005).

En este estudio de línea base se tomaron muestras en 12 ríos, en algunos se hicieron muestreos en varios tramos (ríos Aisme, Tigre, Chive, Caris y La Peña), y en otros se tomó una sola muestra (ríos San Antonio, Hamaca, Pao, Agua Clara, Carapa, Areo y Urupia; este último de poca longitud y escaso caudal que pueden considerarse una quebrada). La ubicación geográfica y posición relativa de los diferentes sitios de muestreo se pueden consultar en la **Tabla 1** y **Figura 1**.

Recolecta y procesamiento de las muestras

Se realizaron muestreos con una red «tipo D» (250,00 µm de abertura de malla) entre el 31 de octubre y el 29 de noviembre de 2017, en zonas de aguas someras y corriente rápida en las márgenes de los ríos. Con la red «tipo D» se realizaron barridos sobre la superficie como en la columna de agua y en las orillas de la vegetación marginal del río, y en sentido contrario a la corriente mientras se realizaba una remoción manual del sustrato, con el fin de obtener los organismos que eran arrastrados hacia la red (ALBA-TERCEDOR *ET AL.* 2005). En cada zona de estudio se aplicó el mismo esfuerzo de muestreo (45 minutos) para la recolecta del material. El material colectado fue

Tabla 1.- Nombre de los ríos evaluados al norte del estado Anzoátegui (Venezuela), fecha de muestreo, coordenadas y variables físico-químicas. TDS: total de sólidos disueltos.

Ríos	Fecha	Coordenadas		Temp (°C)	Oxígeno disuelto (mg/l)	Conductividad eléctrica (mS/cm)	TDS (mg/l)
		Longitud	Latitud				
Aisme 1	31/10/2017	-63,891	8,963	28,20	5,00	0,07	54,00
Aisme 2	31/10/2017	-63,878	8,932	26,90	12,20	0,11	71,00
Tigre 1	01/11/2017	-64,146	8,898	28,40	3,50	0,07	50,00
Tigre 2	16/11/2017	-63,375	8,940	25,00	3,40	0,05	47,00
Tigre 3	01/11/2017	-64,014	8,871	32,90	2,90	0,07	57,00
Chive 1	02/11/2017	-63,790	9,030	27,60	4,30	0,12	61,00
Chive 2	02/11/2017	-63,678	9,004	28,10	5,00	0,06	58,00
Caris 1	15/11/2017	-64,267	8,784	25,00	4,20	0,07	50,00
Caris 2	15/11/2017	-64,213	8,758	33,60	4,20	0,06	54,00
San Antonio	16/11/2017	-63,012	9,378	25,00	2,00	0,03	43,00
Hamaca	20/11/2017	-64,411	8,604	25,00	4,10	0,04	38,00
Pao	21/11/2017	-64,638	8,790	29,10	3,60	0,06	74,00
Agua Clara	21/11/2017	-64,583	8,731	30,50	4,30	0,05	73,00
La Peña 1	22/11/2017	-64,010	8,692	29,80	3,70	0,06	62,00
La Peña 2	22/11/2017	-64,000	8,666	30,80	4,00	0,10	78,00
Carapa	22/11/2017	-63,986	8,658	31,50	3,40	0,03	49,00
Areo	29/11/2017	-63,699	8,700	29,00	4,10	0,13	111,00
Urupia	29/11/2017	-63,926	8,947	31,20	4,20	0,24	172,00

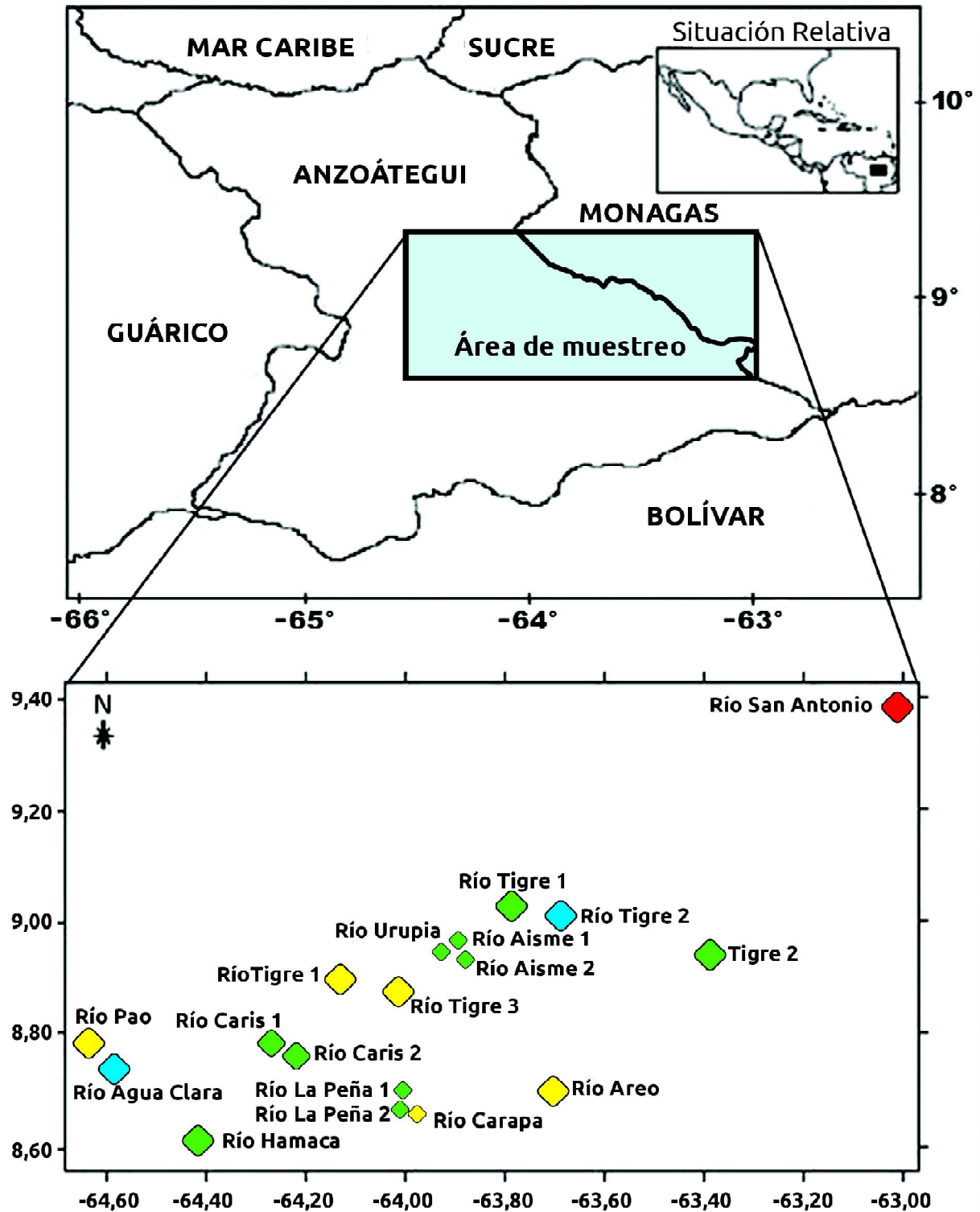


Figura 1.- Mapa mostrando la posición relativa de la zona de muestreo que abarca parte de los estados Anzoátegui y Monagas, Venezuela; en la porción inferior se indican los sitios de colecta en los ríos georeferenciada en la Tabla 1, los colores de los puntos se corresponden a las diferentes clases de calidad biológica del agua determinadas en este trabajo.

filtrado en tamices de aberturas de malla de 250,00 μm y 2,00 mm con la finalidad de retirar restos vegetales y otros residuos.

Las muestras se depositaron en recipientes plásticos con alcohol al 70,00% y glicerina (ROLDÁN 1988); posteriormente se trasladaron para su estudio a los laboratorios de Macroalgas e Invertebrados bentónicos del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente.

Una vez separados, los macroinvertebrados fueron identificados con un estereoscopio Olympus SZ40 a magnificación de 10X–40X. La identificación fue realizada hasta el nivel de Familia, utilizando diversas claves taxonómicas para invertebrados acuáticos: NEEDHAN Y NEEDHAN (1982), ROLDÁN (1988, 2003), BRINKHURST Y MARCHASE (1991), ZAMORA (1999), ROJAS (2005) y ZAMORA Y ORTUÑO (2012).

Las variables físico-químicas del agua (temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y turbidez) fueron medidos *in situ* por medio de una sonda multiparámetrica YSI 6600 V2.

Análisis de los macroinvertebrados

La riqueza está referida al número de familias por muestreo, la riqueza y número de macroinvertebrados por muestra se utilizaron para determinar la equidad y la diversidad de Shannon-Weaver (H') según lo descrito por PIELOU (1977).

La calidad biológica de las aguas se estimó utilizando el índice biótico BMWP' (ALBA-TERCEDOR Y SÁNCHEZ-ORTEGA 1988), que asigna un puntaje de 1 al 10 a cada familia de insectos acuáticos en función de su tolerancia a diferentes niveles de contaminación de las aguas (**Tablas 2 y 3**). La sumatoria de los

Tabla 2.- Índice biótico (BMWP'), riqueza específica (R), diversidad (H' , bits/ind) y equidad (E) de macroinvertebrados de algunos ríos del norte de los estados Anzoátegui y Monagas, Venezuela

Ordenes	Familias	BMWP' (puntos)	Aismel	Aisme2	Tigrel	Tigre2	Tigre3	Chive1	Chive2	Caris1	Caris2
Hydracarina	Lymnessidae	10									1
	Hydrachnidae	4								1	
Coleoptera	Psephenidae	10	1	1	2	1		2	1	1	
	Elmidae	5	1		1		2		4	2	1
	Staphylinidae	5		1		1	1	1			
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	9	1	1			2		1	3	1
	Leptophyphidae	7	1	1	1		2	1	1		
	Baetidae	5	1		2	1	3		1	1	
Trichoptera	Leptoceridae	9	4	1	1	2		1	6	3	2
	Hydropsychidae	5	5	2				1	8	2	2
	Odontoceridae	10		1		1	2	2	5		
Hemiptera	Hydrobiosidae	7	3				1				
	Philopotamidae	8		1					1		1
	Veliidae	5						1		1	
Diptera	Naucoridae	6			2				1		2
	Simuliidae	8	1	1		1	1	1	1		
	Chironomidae	2	1		1		4	2	1		1
Odonata	Culicidae	2		1		1			2		1
	Psychodidae	6	1						1	1	1
	Libellulidae	6			1		1				
Plecoptera	Coenagrionidae	6									
	Perlidae	10	1						1		
Gasteropoda	Planorbidae	4								1	
Ostracoda	Cypridae	4								6	
No Insecta, y CladoceraCopepoda											++
		BMWP'	83,00	73,00	50,00	49,00	64,00	61,00	102,00	66,00	62,00
		Riqueza	12,00	10,00	8,00	7,00	10,00	9,00	15,00	11,00	10,00
		Diversidad	3,58	3,32	3,00	2,81	3,32	3,17	3,47	3,14	3,24
		Equidad	0,90	0,98	0,97	0,98	0,93	0,97	0,87	0,90	0,97

++ Abundantes

Continuación Tabla 2

Ordenes	Familias	BMWP' (puntos)	San Antonio	Hamaca	Pao	Agua Clara	La Peña 1	La Peña 2	Carapa	Areo	Urupia
Hydracarina	Lymnessidae	10							1		
	Hydrachnidae	4			1			2			
Coleoptera	Psephenidae	10		2		2	1	2		1	
	Elmidae	5		3	1	1		4			2
	Staphylinidae	5	1	1							1
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	9		3	1	1	2			5	
	Leptophlebiidae	7	1	4		3		2			1
	Baetidae	5					1				1
Trichoptera	Leptoceridae	9		6	4	5	2				
	Hydropsychidae	5	2	5			2	1		1	1
	Odontoceridae	10		4	2	8	1	2			3
	Hydrobiosidae	7				3	3				
	Philopotamidae	8			1	3				1	
Hemiptera	Veliidae	5									
	Naucoridae	6		1		1					
	Simuliidae	8				3	1	2	1		1
Diptera	Chironomidae	2	3		1	2				1	
	Culicidae	2		1	1	2		7	2	3	6
	Psychodidae	6								2	
Odonata	Libellulidae	6				2			2	1	1
	Coenagrionidae	6				2		1	1		1
Plecoptera	Perlidae	10				2			1		1
Gasteropoda	Planorbidae	4									
Ostracoda	Cypridae	4						18			
No Insecta, Copepoda y Cladocera						++					
		BMWP'	20,00	68,00	49,00	105,00	63,00	61,00	42,00	48,00	63,00
		Riqueza	4,00	10,00	8,00	15,00	8,00	10,00	6,00	8,00	10,00
		Diversidad	2,00	3,08	3,00	3,65	3,00	3,32	2,58	3,00	3,32
		Equidad	0,90	0,91	0,91	0,93	0,96	0,78	0,96	0,89	0,88

++ Abundantes

Tabla 3. Interpretación del índice BMWP' y asignación de colores para las diferentes clases de calidad biológica del agua (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega 1988).

Clase	Calidad	Valor	Significado	Color
I	“Buena”	>120,00 101,00 – 120,00	Aguas limpias o no alteradas de modo sensible por la contaminación	Azul claro
II	“Aceptable”	61,00-100,00	Se evidencian algunas alteraciones por la contaminación	Verde
III	“Dudosa”	36,00-60,00	Aguas contaminadas	Amarillo
IV	“Crítica”	16,00-35,00	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	“Muy crítica”	< 15,00	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

puntajes asignados a las diferentes familias produce el valor final del BMWP', que indica los niveles de calidad en que se encuentra el cuerpo de agua (ROLDÁN, 2003). Se asignaron colores para las diferentes calidades de agua

según SEGNINI ET AL. (2009).

Los resultados de diversidad se emplearon para asignar la condición de los diferentes ríos según los criterios de STAUB ET AL. (1970): 3,00-

4,00 (débilmente contaminado), 2,00-3,00 (ligeramente contaminado), 1,00-2,00 (contaminado) y 0,00-1,00 (fuertemente contaminado) (Tabla 4).

variables temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y turbidez, en un sistema sintetizado de coordenadas (TER BRAAK & VERDONSCHOT, 1995) a partir de una matriz

Tabla 4.- Resumen de resultados e interpretación de condición según Staub et al. (1970) y Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988) para ríos del sur del estado Anzoátegui, Venezuela.

Ríos	R	E	H'	Interpretación según la diversidad de Shannon	BMWP'	Clase	Interpretación según el Índice Biótico
Aisme 1	12	0,90	3,58	Débilmente contaminado	83	II	Débilmente contaminado
Aisme 2	10	0,98	3,32	Débilmente contaminado	73	II	Débilmente contaminado
Tigre 1	8	0,97	3,00	Ligeramente contaminado	50	III	Contaminado
Tigre 2	7	0,98	2,81	Ligeramente contaminado	49	II	Débilmente contaminado
Tigre 3	10	0,93	3,32	Débilmente contaminado	64	III	Contaminado
Chive 1	9	0,97	3,17	Débilmente contaminado	61	II	Débilmente contaminado
Chive 2	15	0,87	3,47	Débilmente contaminado	102	I	No contaminado
Caris 1	11	0,90	3,14	Débilmente contaminado	66	II	Débilmente contaminado
Caris 2	10	0,97	3,24	Débilmente contaminado	62	II	Débilmente contaminado
San Antonio	4	0,90	2,00	Contaminado	20	IV	Muy Contaminado
Hamaca	10	0,91	3,08	Débilmente contaminado	68	II	Débilmente contaminado
Pao	8	0,91	3,00	Ligeramente contaminado	49	III	Contaminado
Agua Clara	15	0,93	3,65	Débilmente contaminado	105	I	No contaminado
La Peña 1	8	0,96	3,00	Débilmente contaminado	63	II	Débilmente contaminado
La Peña 2	10	0,78	3,32	Débilmente contaminado	61	II	Débilmente contaminado
Carapa	6	0,96	2,58	Ligeramente contaminado	42	III	Contaminado
Areo	8	0,89	3,00	Ligeramente contaminado	48	III	Contaminado
Urupia	10	0,88	3,32	Débilmente contaminado	63	II	Débilmente contaminado

Análisis de los datos

Se calculó el coeficiente de correlación no paramétrico de Spearman para caracterizar las relaciones entre los parámetros fisicoquímicos y los ecológicos. Con el fin de conocer las posibles relaciones entre los parámetros ecológicos y las variables ambientales, se efectuó un análisis de componentes principales (ACP). El cual permitió posicionar la riqueza, equidad, diversidad y el índice biótico BMWP' con las

de correlación múltiple (JOHNSON & WICHERN 1992). Todos estos análisis se realizaron con el software estadístico Statgraphics plus 5.1.

RESULTADOS

En la **Tabla 1** se presentan los datos de la temperatura (°C), concentración de oxígeno disuelto (mg.L⁻¹), conductividad eléctrica (ms.cm⁻¹) y sólidos totales o turbidez (mg.L⁻¹) de los doce ríos estudiados en la presente investigación.

Los ríos Caris 1, Tigre 2, San Antonio y Hamaca presentaron los valores más bajos de temperatura ($25,00^{\circ}\text{C}$), sólidos totales ($38,00-50,00$ mg.L^{-1}) y conductividad eléctrica ($0,03-0,07$ ms.cm^{-1}). Por su parte, el río Aisme 2 registró los valores más altos ($12,20$ mg.L^{-1}) de oxígeno disuelto de todo el estudio, con elevadas concentraciones de sólidos totales ($71,00$ mg.L^{-1}) y con $0,11$ ms.cm^{-1} de conductividad eléctrica (**Tabla 1**).

El río Caris 2 registró el valor más alto de temperatura ($33,60^{\circ}\text{C}$), con baja concentración de oxígeno disuelto ($4,20$ mg.L^{-1}), conductividad eléctrica ($0,06$ ms.cm^{-1}) y baja turbidez ($54,00$ mg.L^{-1}). Los ríos Areo y Urupia presentaron una mayor turbidez ($111,00$ y $172,00$) mg.L^{-1} y conductividad eléctrica ($0,13$ y $0,24$) ms.cm^{-1} , respectivamente (**Tabla 1**).

La identificación de los macroinvertebrados mostró un total de 20 órdenes con 24 familias, las cuales mostraron variaciones importantes en su riqueza y distribución. Dentro del grupo

no insectos, se reconocieron moluscos gasterópodos y crustáceos ostrácodos, copépodos y cladóceros (**Tabla 2**). Se evidenció la presencia de insectos acuáticos indicadores de calidad de agua pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera. Este último orden fue el que presentó el mayor número de familias, que corresponde al 35,00% de las muestras, seguido del Díptera con un 19,00% y el Ephemeroptera con un 14,80% (**Fig. 2**).

Las familias que reportaron mayor cantidad de individuos fueron Leptoceridae, Hydropsychidae, Odontoceridae y Culicidae, mientras que las familias Lymnassidae, Veliidae y Planorbidae registraron el menor número de individuos (**Tabla 2**).

El valor máximo de la riqueza fue de 15 para los ríos Agua Clara y Chive 2, mientras que el mínimo fue de 4 y se registró en el río San Antonio. La equidad fue relativamente alta en casi todos los ríos, obteniéndose valores supe-

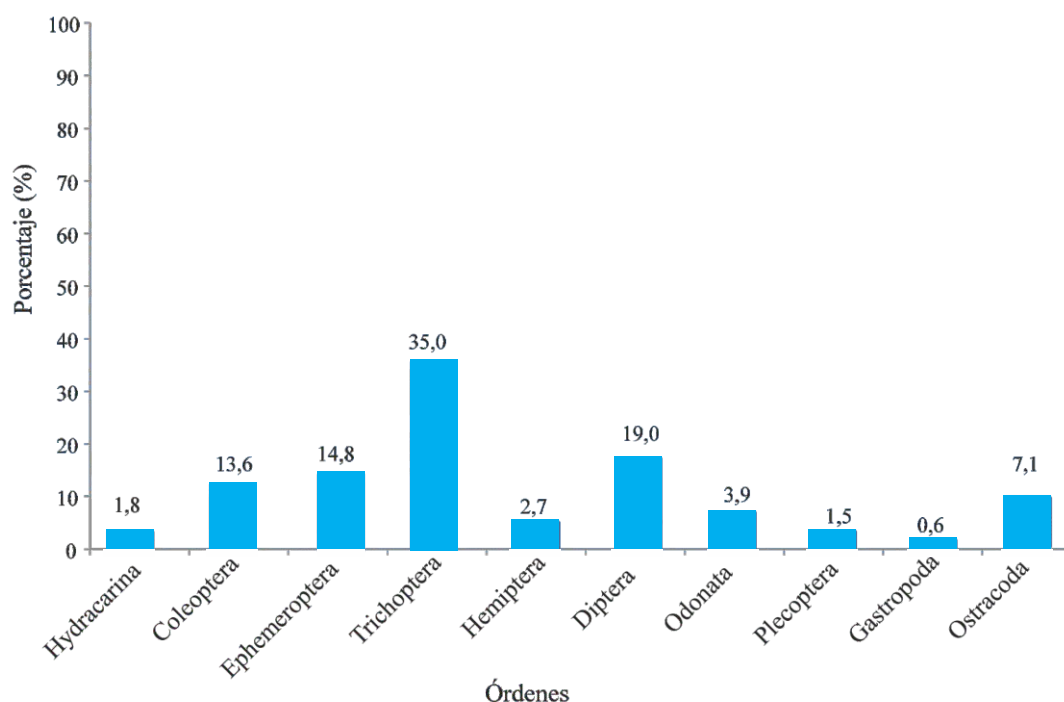


Figura 2.- Porcentaje de los órdenes encontrados en los diferentes ríos muestreados.

riores a 0,90; no obstante, los valores más bajos se presentaron en los ríos La Peña 2 (0,78), Areo (0,89) y Urupia (0,88). La diversidad más alta se determinó en el río Agua Clara con 3,65 bits/ind., mientras el valor más bajo fue en el río San Antonio con 2 bits/ind. (**Tablas 2 y 4**).

La condición de los ríos según STAUB *ET AL.* (1970) muestra como contaminado solamente al río San Antonio, el resto está débilmente o ligeramente contaminado (**Tabla 4**); por otro lado, el índice biótico BMWP' muestra como débilmente contaminados a más del 50,00% de los ríos, con valores intermedios (61,00–83,00) en diez de los dieciochos ríos o estaciones estudiadas; los valores más altos (102,00–105,00) fueron para los ríos Agua Clara y Chive 2, indicando que sus aguas no están contaminadas. Magnitudes inferiores a 50,00 se obtuvieron en 5 estaciones (Tigre 1, Tigre 3, Pao, Carapa y Areo) indicando aguas contaminadas; no obstante, el valor más bajo se determinó en el río San Antonio, correspondiendo a aguas muy contaminadas (**Tablas 3 y 4**).

El coeficiente de Spearman mostró relaciones significativas entre el índice BMWP' y el oxígeno disuelto ($r_s = 0,72$, $p < 0,01$), la diversidad ($r_s = 0,84$, $p < 0,001$) y la riqueza de especies ($r_s = 0,91$, $p < 0,001$). La conductividad también mostró relaciones significativas con respecto al total de sólidos disueltos (TDS) ($r_s = 0,67$; $p < 0,01$). De igual manera, la diversidad presentó relaciones significativas con el oxígeno ($r_s = 0,73$, $p < 0,01$) y la riqueza de especies ($r_s = 0,75$; $p < 0,01$) y, por último, el oxígeno disuelto con la riqueza de especies ($r_s = 0,92$; $p < 0,01$).

El ACP mostró una varianza acumulada 89,30% (**Tabla 5**). En el componente 1 existe una correlación significativa entre el índice BMWP, la diversidad y equidad, mientras en el componente 2 la relación es positiva entre la conductividad (CND) y los sólidos to-

tales (TDS) e inversa con el oxígeno y la diversidad (**Fig. 3**).

Tabla 5.- Porcentaje de varianza de los componentes principales (ACP).

Componentes	Autovalores	Porcentaje de variación	Porcentaje acumulado
1	3,27	46,70	46,70
2	1,88	26,81	73,51
3	1,10	15,77	89,29

DISCUSIÓN

En la presente investigación se encontró que la mayor parte de los ríos evaluados presentan una calidad ambiental aceptable, permitiendo sus aguas la presencia de numerosas especies de insectos y otros organismos, pudiendo extrapolarse estos resultados a ecosistemas poco afectados por actividades antrópicas, con una gran capacidad de resiliencia o recuperación. La diversidad y distribución de los macroinvertebrados en ambientes acuáticos son afectadas por las condiciones fisicoquímicas del agua (temperatura, pH y el oxígeno disuelto), la contaminación y toxicidad del agua, por lo que son útiles para determinar su calidad (VELÁSQUEZ Y MISEREDINO 2003; BARRIOS-GÓMEZ *ET AL.* 2015).

Las comunidades naturales muy diversas se caracterizan por tener varias familias representadas por pocos individuos. Sin embargo, en los ambientes donde existe un mayor grado de contaminación, las familias se reducen, pero aumenta el número de individuos por familia (ROLDÁN 1999). En este estudio, se evidenció una importante cantidad de familias de insectos y otros invertebrados con pocos individuos

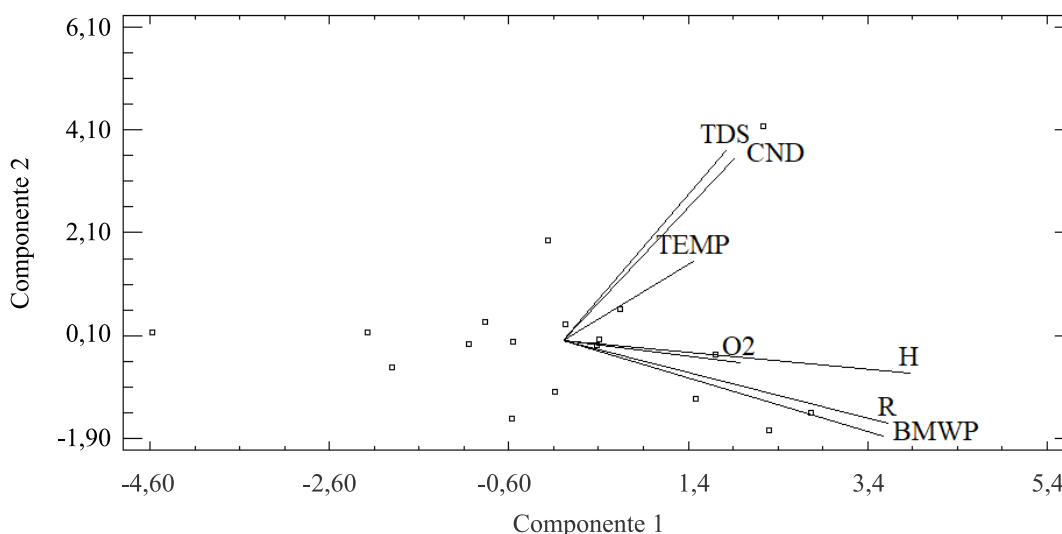


Figura 3.- Proyección ortogonal de los dos primeros componentes de las variables ambientales y biológicas medidos en los diferentes ríos muestreados. (O2: oxígeno disuelto, R: riqueza de especies, H: diversidad, COND: conductividad, TDS: sólidos totales disueltos y BMWP: índice biótico).

(adultos y larvas), lo cual es un dato importante a ser considerado al momento de caracterizar las condiciones ambientales particulares de cada río. La disminución del oxígeno disuelto suele ser evidencia de una mayor cantidad de materia orgánica, lo que ocasiona una reducción de los órdenes de macroinvertebrados, por lo que las familias que no son tolerantes a estos cambios van desapareciendo y por lo tanto la diversidad se va reduciendo (MUÑOZ ET AL. 2001). Esto último quedó confirmado con las relaciones positivas entre el oxígeno y la diversidad, indicando que los ríos con mayores valores de oxígeno disuelto van a tener una mayor diversidad de especies.

De todos los ríos evaluados, los que presentaron las mejores condiciones ambientales fueron Agua Clara y la estación 2 del río Chive, en relación a este último se tiene que la primera estación (Chive 1) tiene un moderado grado de contaminación según lo determinado por los índices bióticos, lo cual se soporta con la información físico-química de sus aguas, por lo que sus aguas evidencian un proceso de depuración natural, además recibe agua de otros tributarios que aportan un mayor volumen de

agua a su cauce; este río y otros (Areo, Morichal Largo, Caris, Tigre, Oritupano, Nato, Guanipa, Chupururo, Guaraguara, Pao, Hamaca, Aisme Peña y La Canoa) drenan las aguas superficiales y subterráneas de la formación Mesa, tiene un régimen de aguas permanentes y su dirección general es preferentemente hacia el suroeste (BARELLI 2011).

La abundancia de insectos del Orden Trichoptera es un importante indicio de aguas mesotróficas y por tanto de buena calidad ambiental, igualmente el Orden Ephemeroptera, que fue tercero en abundancia en este estudio, es importante como indicador de aguas limpias. ARROYO Y ENCALADA (2009) señalan que los órdenes Trichoptera, Ephemeroptera y Plecoptera son sensibles ante la contaminación y por lo tanto, buenos indicadores de calidad de las aguas. En este estudio, los Plecoptera no fueron muy abundantes y sólo estuvieron presentes en aquellos ríos que presentaron los valores más elevados del índice BMWP'. Los Plecoptera son poco tolerantes a la contaminación ambiental producto de las actividades humanas, por lo que las poblaciones están restringidas predominantemente a ríos de aguas

bien oxigenadas y con corrientes rápidas (ALBA-TERCEDOR Y SÁNCHEZ-ORTEGA 1988, FORE *ET AL.* 1996). Por lo tanto, la presencia conjunta de estos tres grupos (EPT: Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) podría considerarse como un buen atributo biológico indicador en los ríos, tal y como ha sido mencionado en los ríos alto-andinos, los cuales son comúnmente usados en estudios de bioindicación (SEGNINI 2003; CORREA *ET AL.* 2020). Es importante destacar que los grupos de macroinvertebrados señalados en la presente investigación suelen ser frecuentes en ríos andinos (MOLINA *ET AL.* 2008; ENCALADA *ET AL.* 2011); por lo tanto, la información de la caracterización física y biológica de estos ríos de los llanos orientales aquí generada, constituye un aporte que amplía la poca información sobre los ríos de esta zona en Venezuela.

El menor valor del índice BMWP' y diversidad lo presentó el río San Antonio, indicio de aguas afectadas por contaminación; en este río también se halló el menor valor de oxígeno disuelto, clara evidencia de una mayor actividad bacteriana durante el proceso de degradación de materia orgánica. La calidad del agua de ríos, lagos y lagunas se ven más afectados cada año por las descargas de los residuos industriales y domésticos, así como por los agroquímicos (PLAZAS 1999), y en el caso de la región de los llanos orientales de Venezuela, el crecimiento de algunas poblaciones, el incremento de las actividades agropecuarias y la producción de hidrocarburos, inciden en un mayor riesgo de contaminación de su cuenca hidrográfica. De igual manera, en este río predominaron los insectos de la familia Chironomidae del orden Diptera, la cual agrupa a especímenes presentes en casi todos los tipos de ecosistemas lóticos y/o lénticos bajo diferentes condiciones ambientales, y los cuales han sido reportados como tolerantes a los efectos de la contaminación (MERRITT & CUMMINS 1996; GRATEROL *ET AL.* 2006).

El índice biótico BMWP' es una adaptación del índice BMWP desarrollado para taxones de insectos presentes en España (ALBA-TERCEDOR Y SÁNCHEZ-ORTEGA 1988), la coincidencia de muchas familia de insectos de ese país con respecto a los presentes en ríos de ambientes tropicales en Venezuela, permiten un uso discrecional del mismo para la región venezolana; sin embargo, es necesario reasignar valores más adecuados a los diferentes grupos taxonómicos de insectos para varios ríos nacionales para tener un índice más eficaz para discriminar ríos impactados en Venezuela.

Los ríos considerados de buena calidad biológica y fisicoquímica presentan una composición faunística particular muy diversa y abundante, a diferencia de aquellos ríos que están sometidos a perturbaciones antrópicas (FORE *ET AL.* 1996; BARRIOS-GÓMEZ *ET AL.* 2015). El empleo del índice BMWP' combinado con parámetros comunitarios como la diversidad, dan una idea de la calidad de las aguas de los ríos estudiados y permiten tomar las medidas adecuadas de conservación y/o recuperación particular para cada curso de agua y el potencial uso de los mismos como fuente de agua para diversas actividades humanas.

El análisis de los parámetros fisicoquímicos sugiere que la mayoría de los ríos estudiados tienen aguas de poco a moderadamente contaminadas y que el río Agua Clara tiene una calidad óptima de sus aguas. Se recomienda realizar un muestreo más extenso e intensivo para estos ríos, donde se incluya una mayor variedad de hábitats, parámetros ambientales y condiciones climáticas (época de lluvias y sequía), con el fin de complementar la información generada por la presente investigación.

Los ríos de los llanos orientales pueden ser impactados por contaminantes generados en las actividades agrícolas y pecuarias, reciben parte de las aguas servidas de las numerosas poblaciones de la región y pueden ser afectados

por derrames de petróleo ya que se encuentran en un área con una intensa actividad extractiva de crudos de la faja petrolífera del Orinoco. El aumento de trabajos de esta índole en Venezuela, en los que se utilicen los macroinvertebrados de agua dulce como parte del monitoreo ambiental de estos ecosistemas aplicando el índice BMWP' permitiría contar con una herramienta diagnóstica sencilla y eficaz para conocer el estado de los ambientes dulceacuícolas que permitiría complementar el estudio de las cuencas hidrográficas del país.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al laboratorio clínico de calidad ambiental Eurolab Services C.A. por facilitar las actividades de campo durante la colecta de muestras y los análisis físicoquímicos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBA-TERCEDOR J. Y SÁNCHEZ-ORTEGA A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basada en el de Hellawell (1978). *Limnetica*. 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR J., PARDO I., PRAT N. Y PUJANTA A. 2005. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos. En: de la Fuente M., Editor. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva del Marco del Agua en la Confederación Hidráulica del Ebro, Ministerio del Ambiente. España. pp. 131-175.
- ALLAN J., BRENNER J., ERAZO J., FERNÁNDEZ L., FLECKER A., KARWAN D., SEGNINI S. & TAPHORN D. 2002. Land use in watersheds of the Venezuelan Andes: a comparative analysis. *Cons. Biol.* 16(2): 527-538.
- ARROYO C. Y ENCALADA A. 2009. Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de neblina montano. *ACI*. 1: 11-20.
- BARELLI, E. 2011. Estudio hidrogeológico de aguas subterráneas en un sector del Campo Bare, Estado Anzoátegui. [Tesis de Grado, Universidad Central de Venezuela], Caracas. 86 pp.
- BARRIOS M. Y RODRÍGUEZ D. 2013. Hábitat fluvial e insectos indicadores del estado de conservación en la cuenca alta del río Turbio, estado Lara, Venezuela. *Bioagro*. 25(3): 151-160.
- BARRIOS-GÓMEZ M., RODRÍGUEZ-OLARTE D. Y GARCÍA-SILVA E. 2015. Índice de integridad de los ecosistemas fluviales con base a las comunidades de insectos acuáticos en el río Misoa de la cuenca del lago de Maracaibo, Venezuela. *Entomotropica*. 30(8): 69-83.
- BRINKHURST R. Y MARCHASE M. 1991. Guía para la identificación de Oligoquetos acuáticos continentales de sud y centro América, Argentina. 2ª edición. Colección CLIMAXN. pp. 207.
- CORREA I., SEGNINI S., CHACÓN M., BIANCHI G., CASADO R. Y ROMERO R. 2020. Condición ecológica en ríos de los páramos andinos de Venezuela. Capítulo 6. En: Rodríguez-Olarte, D. (Ed). Ríos en riesgo de Venezuela. Volumen III. Colección Recursos hidrobiológicos de Venezuela. Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA). Barquisimeto, Lara, Venezuela, pp. 111-134.
- DOMÍNGUEZ E. Y FERNÁNDEZ H. 1998. Calidad de los ríos de la Cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un

- índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, pp. 38
- ENCALADA A.C. RIERADEVALL M., RÍOS-TOUMA B., GARCÍA N. Y PRAT N. 2011. Protocolo simplificado y guía de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERAS-S). USFQ, UB, AECID, FOFAG, Quito.
- FORE L., KARR J. & WISSEMAN R. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *J. North Am. Bentho. Soc.* 15: 212-231.
- GAMBOA M., REYES R. Y ARRIVILLAGA J. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Bol. Mal. Salud Amb.* 48(2): 109-112.
- GRATEROL H., GONCALVES L., MEDINA B. Y PÉREZ B. 2006. Insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Guacara, Carabobo - Venezuela. *Rev. Faraule Cienc. Tecnol.* 1(1): 57-67.
- HAUER F. & RESH V. 1996. Benthic macroinvertebrates. En: *Methods in stream ecology*. Hauer F.R. y G.A. Lamberti (Eds.). Academy Press, New York, pp. 339-369.
- HANSON P., SPRINGER M. Y RAMÍREZ A. 2010. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Rev. Biol. Trop.* 58(4): 3-37.
- JACOBSEN D., SCHULTZ R. & ENCALADA A. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biol.* 38: 247-261.
- JOHNSON R. A. & WICHERN D. W. 1992. Applied Multivariate Statistical Analysis. Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- KARWAN D., ALLAN J. & BERGEN K. 2001. Changing near-stream land use and river channel morphology in the Venezuelan Andes. *J. Amer. Water Res. Assoc.* 37: 1579-1588.
- LUGO M. Y FERNÁNDEZ A. 1994. Cambios en composición y diversidad de la entomofauna del río Guey, Parque Nacional Henri Pittier, Estado Aragua, Venezuela. *Bol. Entomol. Venez. N. S.* 9(1): 25-32.
- MERRITT R. W. & CUMMINS K. W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. 3th Edition. Kendall/Hunt Publishing Company. USA, pp. 1158.
- MOLINA C. I., GIBON F. M., PINTO J. Y ROSALES C. 2008. Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río alto andino de la cordillera real, Bolivia: variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecol. Apl.* 7:1-2.
- MUÑOZ E., MENDOZA G. Y VALDOVINOS C. 2001. Evaluación rápida de la biodiversidad en cinco sistemas lenticos de Chile Central: macroinvertebrados bentónicos. *Gayana.* 65(2): 173-180.
- NEEDHAN J. Y NEEDHAN R. 1982. Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Ed. Reverté, Barcelona, pp.131.
- PIELOU E. C. 1977. Mathematica ecology. Wiley & Sons, Inc., New York, USA, pp. 385.
- PINO-SELLES R. Y BERNAL-VEGA J. 2009. Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta-media del río David, pro-

- vincia de Chiriquí, República de Panamá. *Rev. Gest. Ambient.* 12(3): 73-84.
- PLAZAS J. 1999. Organismos indicadores de contaminación en un cuerpo de agua. *Invest. Desar. Social.* 21(1): 79-82.
- RINCÓN J. E. 1995. Evaluación preliminar de la calidad de las aguas del río Mucujún (Edo. Mérida) utilizando los macroinvertebrados bénticos. *Inv. Cient.* 1(1): 33-46.
- ROJAS A. 2005. Curso de insectos inmaduros. Traducción y adaptación de las claves de Alvah Peterson (1960). *Larvae of insects.* Edwards Brothers, Inc- Ann Arbor, Michigan. Universidad del Valle, Colombia, pp. 207
- ROLDÁN G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. FEN Colciencias, Edit. Presencia, Bogotá, pp. 217
- ROLDÁN G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad de agua. *Acad. Colomb.* 23(88): 375-387.
- ROLDÁN G. 2003. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Ciencia y Tecnología. Editorial Universidad de Antioquia, Colombia, pp. 170.
- SÁNCHEZ M. 2005. Índice Biológico BMWP, modificado y adaptado al cauce principal del río Pamplonita Norte de Santander. Colombia, pp. 67.
- SAWYER J., STEWART P., MULLEN M., SIMON T. & BENNETT H. 2004. The influence of habitat, water quality and land use on macroinvertebrate and fish assemblages of a southeastern coastal plain watershed, USA. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 7(1): 85-99.
- SEGNINI S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos.* 16(2): 45-63.
- SEGNINI S., CORREA I. Y CHACÓN M. 2009. Evaluación de la calidad del agua de ríos en los Andes venezolanos usando el índice biótico BMWP. Tema 14 En: Arrivillaga J.C., El Souki M. y Herrera B. (Eds.). Enfoques y Temáticas en Entomología, Primera Edición. Sociedad Venezolana de Entomología. XXI Congreso Venezolano de Entomología, Caracas, pp. 217-254.
- SILVA G. 2005. La cuenca del río Orinoco: visión hidrográfica y balance hídrico. *Rev. Geo. Venezolana.* 46(1): 75-108.
- STAUB R., APPLING J., HOFSTETTER A. & HASS J. 1970. The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience.* 20: 905-912.
- TER BRAAK C. & VERDONSCHOT P. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquat. Sci.* 57(3): 255-289.
- VELÁSQUEZ M. Y MISEREDINO M. 2003. Análisis de la materia orgánica alóctona y organización funcional de los macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. *Ecol. Austral.* 13(1): 67-82.
- WINEMILLER K., MARRERO C. Y TAPHORN D. 1996. Perturbaciones causadas por el hombre a las poblaciones de peces de los llanos y del piedemonte andino de Ve-

nezuela. *Biollania*. 12: 13-48.

WRIGHT J. & FLECKER A. 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biol. Cons.* 120: 443-451.

ZAMORA G. 1999. Adaptación del índice BMWP para la evaluación de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia. *Rev. Unicauca*. 4: 47-60.

ZAMORA J. Y ORTUÑO C. 2012. Guía para evaluar la calidad acuática mediante el índice BMWP/Bol. Estado Plurinacional de Bolivia, Ministerio de Ambiente y Agua. Versión I. 84 pp.