



## BIOLOGICAL QUALITY IN AN AQUATIC SYSTEM INFLUENCED BY MINING AND AGRICULTURAL ACTIVITIES: RIVER SALITRE, BOYACÁ (COLOMBIA) †

[CALIDAD BIOLÓGICA EN UN SISTEMA ACUÁTICO CON INFLUENCIA DE ACTIVIDADES MINERAS Y AGROPECUARIAS: RÍO SALITRE, BOYACÁ (COLOMBIA)]

Johan Hernán Pérez<sup>1\*</sup>, Zulma Edelmira Rocha-Gil<sup>1</sup>,  
Claudia Constanza Pérez-Rubiano<sup>2</sup> and Andrea Angélica Bernal-Figueroa<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Grupo de Investigación Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias e Ingeniería, Universidad de Boyacá, Carrera 2ª Este No. 64 – 169, Tunja-Boyacá, Colombia. E-mail: jhperez@uniboyaca.edu.co, zerocha@uniboyaca.edu.co, aabernal@uniboyaca.edu.co

<sup>2</sup>Grupo de Investigación en Estudios Micro y Macro Ambientales (MICRAM), Facultad de Ciencias, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Avenida Central del Norte 39-115, Tunja-Boyacá, Colombia. E-mail: claudia.perez01@uptc.edu.co

\*Corresponding author

### SUMMARY

**Background.** The study and monitoring of water quality is commonly carried out through the characterization of physicochemical and bacteriological parameters. However, the presence of point pollutants that are discharged at times when an exact record of their incidence may not be achieved, has led to the exploration of different methodologies in order to determine the quality of a body of water, one of which is the bioindication through the study of aquatic organisms. **Objective.** Analyze the biological quality of the Salitre river basin, Boyacá (Colombia) in areas of influence of mining and agricultural activity in the rainy season (April-May 2019) and dry season (September-October 2019). **Methodology.** The study was conducted by determining the diversity of aquatic macroinvertebrates present in three stations distributed in the upper (P1), middle (P2) and lower (P3) part of the river. **Results.** 3573 individuals distributed in eight orders, 28 families and 39 genera were observed, standing out in wealth and abundance: Diptera (79.54%), Ephemeroptera (9.51%) and Odonata (6.07%). **Implications.** The main limitation of this work was the transfer of the water samples to the laboratory for the physicochemical analysis, for the maintenance of the cold chain during all the samplings. **Conclusions.** Changes were registered in physicochemical and biological conditions of the system, mainly for the diversity in the three sampling points, which represents a low capacity of this system to take better and better use of nutrients and energy in areas of anthropogenic intervention, affecting self-purification of the river and the biological activities of the ecosystem.

**Keywords:** Water quality; diversity; mining; agriculture; cattle raising.

### RESUMEN

**Antecedentes.** Comúnmente el estudio y seguimiento de la calidad del agua se realiza a través de la caracterización de parámetros fisicoquímicos y biológicos; sin embargo, la presencia de contaminantes puntuales, vertidos en tiempos en los que no se logra un registro exacto de su incidencia, ha promovido que se exploren diferentes metodologías para determinar su calidad, tales como la bioindicación a través de organismos acuáticos. **Objetivo.** Analizar la calidad biológica de la cuenca río Salitre, Boyacá (Colombia) en zonas de influencia de actividad minera y agropecuaria en época lluvia (abril-mayo de 2019) y época seca (septiembre-octubre de 2019). **Metodología.** Se determinó la diversidad de macroinvertebrados acuáticos presentes en tres estaciones distribuidas en la parte alta (P1), media (P2) y baja (P3) del río. **Resultados.** Se observaron 3573 individuos distribuidos en ocho ordenes, 28 familias y 39 géneros, destacándose en riqueza y abundancia Diptera (79.54%), Ephemeroptera (9.51%) y Odonata (6.07%). **Implicaciones.** La principal limitación de este trabajo fue el traslado de las muestras de agua al laboratorio para el análisis fisicoquímico, para el mantenimiento de cadena en frío durante todos los muestreos. **Conclusión.** Se registraron cambios en condiciones fisicoquímicas y biológicas del sistema, principalmente para la diversidad en los tres puntos de muestreo, lo cual representa una baja capacidad de este sistema para aprovechar más y mejor los nutrientes y energía en zonas de intervención antrópica, incidiendo sobre la autodepuración del río y las actividades biológicas propias del ecosistema.

**Palabras clave:** Calidad de agua; diversidad, minería; agricultura; ganadería.

† Submitted June 28, 2020 – Accepted May 5, 2021. This work is licensed under a CC-BY 4.0 International License.  
ISSN: 1870-0462.

## INTRODUCCIÓN

A través del tiempo, las intervenciones antrópicas sobre los sistemas acuáticos han sido cada vez más constantes; de acuerdo con Allan *et al.* (2006), son pocos los análisis y acciones para la mitigación de estos riesgos, en los que se incluyen cambios significativos del paisaje en áreas hidrográficas a partir del aumento en las descargas de sedimentos y nutrientes en los sistemas, lo cual ha causado pérdida de capacidad reguladora de las cuencas hidrográficas en varias regiones del país (Bernal *et al.*, 2006; Arango *et al.*, 2008; Castellanos y Serrato, 2008; Meléndez, Quintero y Ramírez, 2013). Cambios de esta índole, traen consigo una fuerte influencia sobre cualquier otro ecosistema, alterando la estabilidad general del medio ambiente (Roldán-Pérez, 2009; Ríos, Vega y Guinard, 2013; Walteros-Rodríguez, Castaño y Marulanda, 2016).

Cualquier tipo de cuenca hidrográfica se caracteriza por presentar comunidades biológicas diversas y heterogéneas (Roldán-Pérez, 2003; Riss, Ospina y Rodríguez, 2002) asociadas a condiciones como tipo de sustrato, disponibilidad de alimento, escenarios para reproducción, o comportamiento fisicoquímico del sistema, entre otras; producto de la interacción geomorfológica, hidrológica y/o ecológica de los mismos, generando la disposición espacio-temporal para las especies, y la estructura y funcionalidad de estos ecosistemas (Horton, 1965; McClain y Naiman, 2008; Meléndez *et al.*, 2013). Por lo tanto, en la evaluación de la calidad ambiental de un ecosistema acuático es necesaria la selección de comunidades bioindicadoras, teniendo en cuenta el conocimiento previo de la biota característica de la zona de estudio (Resh *et al.*, 1988; Roldán-Pérez, 2016); uno de los grupos de organismos más utilizados y confiables para el monitoreo de un sistema acuático son los macroinvertebrados de la comunidad bentónica (Roldán-Pérez, 2003; Walteros-Rodríguez, 2010).

Estudios de calidad de agua desarrollados en Colombia, se han basado históricamente en la caracterización de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos (Prat y Rieradevall, 1998; Bernal *et al.*, 2006; Walteros-Rodríguez, 2010; Torralba y Alonso, 2011), considerando que la composición química del agua está relacionada directamente con la capacidad que tiene de mantener elementos como sustancias sólidas y gaseosas en solución, fundamentales para el desarrollo de la biota (Horton, 1965; Paukert y Willis, 2003). Estos parámetros determinados por condiciones ambientales, influyen de manera directa en la diversidad de comunidades de macroinvertebrados (Roldán-Pérez *et al.*, 2000), asimismo; factores como la profundidad, pH, alcalinidad, dureza, iones de calcio, tipo de sedimentos, materia orgánica, o contaminantes tanto

industriales como domésticos, determinan la abundancia relativa de dichas comunidades (Paukert y Willis, 2003; Roldán-Pérez, 2003; Bernal *et al.*, 2006; McClain y Naiman, 2008; Meléndez *et al.*, 2013; Murillo y Córdoba, 2017). Es así como; la realización de estudios que correlacionen los indicadores biológicos junto con análisis fisicoquímicos para evaluación de calidad del agua, se convierte en una alternativa altamente efectiva en la búsqueda de un mayor control y uso adecuado de la misma (Paukert y Willis, 2003; Heino *et al.*, 2004; Jiménez y Vélez, 2006; McClain y Naiman, 2008).

En la región central del departamento de Boyacá se han realizado algunos estudios para determinación de bioindicadores desde el punto de vista biológico y ecológico; trabajos representativos como los de Rincon (1996), describen la distribución espacial y altitudinal del grupo Trichoptera; Ladino-Ospina y Rincon (1997) analizaron la evaluación biológica de sistemas acuáticos en el Santuario de Fauna y Flora de Iguaque; en 2002, Rincon; nuevamente analizó las preferencias de diferentes taxones de insectos acuáticos por los microhábitats disponibles en una pequeña corriente altoandina en la región; Cifuentes *et al.* (2014) compilaron información a nivel fisicoquímico y microbiológico sobre las aguas del embalse La Copa (Toca); Medellín *et al.* (2004) determinaron la calidad del agua en un sistema acuático alto-andino empleando tricópteros; Rocha *et al.* (2015, 2017) evaluaron la calidad del agua utilizando parámetros fisicoquímicos y grupos biológicos, aportando datos sobre restauración ecológica en la quebrada La Colorada (municipio de Villa de Leyva); Gamboa *et al.* (2016) estudiaron el grado de contaminación en sistemas acuáticos lentos de la región a través de microorganismos acuáticos; y actualmente el trabajo de Pérez *et al.* (2020), reporta datos hidrobiológicos, producto de un monitoreo ambiental en sistemas hídricos artificiales en el departamento, dando continuidad al trabajo de Cifuentes *et al.* (2014) y Gamboa *et al.* (2016).

A nivel regional, en el río Salitre del municipio de Paipa no se han realizado estudios que permita establecer su grado de contaminación y deterioro, lo cual es de gran importancia considerando que según reportes de la Agencia Nacional de Licencias Ambientales (2019) en la zona se desarrollan actividades antrópicas como cultivos, producción pecuaria en 2849 ha y labores mineras en 17 títulos otorgados en el área de influencia de la cuenca; esto, sumado a incendios que han afectado el sistema, trae como consecuencia el deterioro de la oferta ambiental y la alteración en la composición y funcionamiento ecológico de los organismos del sistema acuático, los cuales tienen adaptaciones únicas a microhábitats específicos como fuentes de alimentación, entre otras. Por lo anterior, la presente investigación abordó el estudio

de la calidad biológica y fisicoquímica en tres puntos de muestreo de la cuenca del río Salitre, a través de la caracterización de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores, correlacionando datos de composición con valores fisicoquímicos y dinámicas desarrolladas en dos épocas climáticas de muestreo.

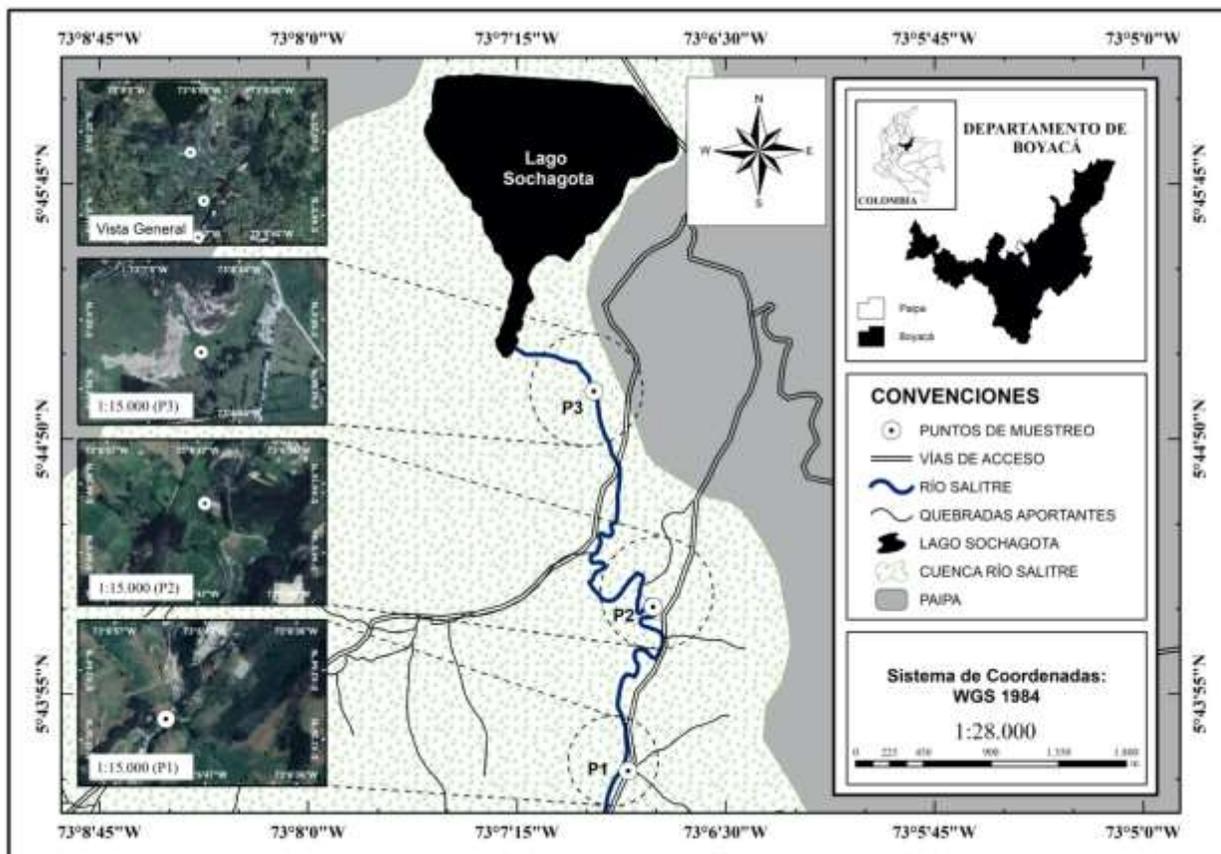
## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se realizó en la cuenca del río Salitre ubicada en el municipio de Paipa, departamento de Boyacá-Colombia (Figura 1), la cual presenta una extensión de 8150 ha, una altitud entre los 2496 y 3400 msnm, temperatura media de 13°C, y precipitación media anual de 944 mm. El diseño de muestreo se realizó de acuerdo con la distribución de lluvias para la zona, determinando ocho campañas de estudio, cuatro en época lluvia (E1) (abril-mayo de 2019) y cuatro en época seca (E2) (septiembre-octubre de 2019), en tres puntos estratégicos de muestreo de la cuenca (Figura 1), definidos por el desarrollo de actividades socioeconómicas como minería de carbón, ganadería y agricultura, presentes en el área de influencia del sistema. En cada campaña se realizó el monitoreo de

parámetros fisicoquímicos mediante muestras integradas en cada punto, y el estudio de macroinvertebrados acuáticos realizando tres réplicas por cada cariotipo (Rocha *et al.* 2015).

El primer punto en la zona alta (P1) de la cuenca, ubicado a 2532 msnm (5°43'38.35"N - 73°6'51.04"W) presenta suelos de montaña misceláneos erosionados, con pendientes superiores al 25%, zonas de cultivo de papa combinadas con pastos y áreas seminaturales, e influencia de aguas ácidas provenientes de minas de carbón aledañas al sistema. El segundo punto, zona media (P2) de la cuenca, ubicado a 2516 msnm (5°44'13.71"N - 73°6'45.68"W), presenta suelos de montaña misceláneos erosionados, pendientes superiores al 25% con presencia de pastos limpios empleados para ganadería de leche, e influencia de aguas ácidas de minas ubicadas en la zona alta de la cuenca. Para el punto tres, zona baja (P3) de la cuenca, ubicado a 2500 msnm (5°45'0.24"N - 73°6'58.42"W), también se evidencia zonas aledañas con pastos limpios y presencia de ganadería de subsistencia, este punto presenta relieve de altiplano con pendientes entre el 25% y 50%. La distancia entre P1 y P2 es de 1088 m, y entre P2 y P3 de 1481 m, aproximadamente (Figura 1).



**Figura 1.** Área de estudio y puntos de muestreo: P1 (zona alta), P2 (zona media) y P3 (zona baja), cuenca río Salitre, Paipa, Boyacá-Colombia.

### Estudio de comunidades biológicas

En cada punto de estudio se realizó el muestreo de macroinvertebrados acuáticos de acuerdo con la metodología de Roldán-Pérez (2003), utilizando una red de Surber de apertura de 250  $\mu\text{m}$  y 0,30  $\text{m}^2$  en el lecho del río durante 15 minutos (tres replicas por punto), abarcando el mayor número de hábitats identificados (cariotipos) (rocantros gruesos, finos y material fangoso), se agitó el sustrato mientras se lavaba todo el material colocando la red en contracorriente, de modo que los organismos se desprendieran y llegaran a ella (Rincon, 2002). Los individuos colectados fueron depositados en frascos plásticos debidamente rotulados, con alcohol etílico al 90% y glicerina para su preservación. Posteriormente, en el laboratorio de Biología de la Universidad de Boyacá se procedió a la limpieza, separación, e identificación taxonómica de los organismos utilizando las claves taxonómicas de Roldán-Pérez (1996); Posada-García y Roldán-Pérez (2003); Manzo (2005); Heckman (2006); Dominguez (2009) y Springer (2010).

### Estudio de parámetros fisicoquímicos

Se tomaron muestras integradas de agua en cada punto, y se registraron *in situ* los parámetros temperatura, pH, y conductividad, a través de una sonda multiparámetro portátil marca SCHOTT®, serie L1281022; Nitratos ( $\text{N-NO}_3$ ), Nitritos ( $\text{N-NO}_2$ ) y Oxígeno Disuelto mediante Kit rápido de aguas Aquamerck®. Análisis de dureza, alcalinidad, sólidos suspendidos y demanda biológica de oxígeno ( $\text{DBO}_5$ ), fueron procesadas en el Laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad de Boyacá, bajo la metodología de Baird, Eaton y Rice (2012) “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”.

### Análisis de datos

Para analizar la diversidad de macroinvertebrados en los tres puntos de muestreo, se emplearon índices ecológicos: índice de dominancia de Simpson (1-D), diversidad biológica de Shannon ( $H'$ ) y riqueza de especies de Margalef (R). Las variables fisicoquímicas fueron agrupadas en conjunto en una única prueba (valores promedios de las ocho campañas de muestreo). Posteriormente, se realizó una ordenación de los datos estructurales de la composición biológica de macroinvertebrados acuáticos, por medio de un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA siglas en inglés), debido a que este método estadístico permite un análisis simultáneo entre dos matrices de datos multivariados. Los datos de las variables fisicoquímicas se correlacionaron a las ordenaciones producidas en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, por medio de la biblioteca “Vegan” (Oksanen *et al.*, 2015) de Rstudio, con este

procedimiento se evaluó al mismo tiempo el poder de predicción de cada variable fisicoquímica, sobre la organización de las comunidades de macroinvertebrados estudiados; el nivel de significancia de todos los análisis estadísticos fue fijado en  $<0.05$ .

### RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se observó un total de 3573 individuos de macroinvertebrados acuáticos distribuidos en ocho órdenes, 28 familias y 39 géneros, en los tres puntos de muestreo durante las ocho campañas y las dos épocas definidas (Tablas 1 y 2). Los órdenes más representativos fueron Diptera (79.54%), Ephemeroptera (9.51%) y Odonata (6.07%), seguidos por los de menor abundancia como Tricladida (1.76%), Trichoptera (1.35%), Coleoptera (1.34%), Hemiptera (0.19%) y finalmente, Plecoptera (0.02%).

En los muestreos realizados durante la época de lluvia (abril-mayo de 2019), se colectó un total de 1738 individuos pertenecientes a ocho órdenes, 25 familias, y 34 géneros (Tabla 1). La familia más abundante fue Chironomidae con 60.41% de los individuos, seguido de Baetidae (12.54%) y Simuliidae (11.16%), las familias menos representativas fueron Gerridae, Leptoceridae, Notonectidae y Perlidae, cada uno respectivamente con el 0.05% del total de individuos, siendo Diptera el orden más representativo en las estaciones de muestreo con un total de 1276 individuos y ocho familias. La destacada abundancia de este último orden puede obedecer en gran medida a la capacidad de colonización y establecimiento de estos organismos (Bervoets *et al.*, 1996; Tejerina y Molineri, 2007; Dominguez, 2009; Walteros-Rodríguez, 2010), debido a que suelen establecerse en todo tipo de sistemas acuáticos y presentar adaptaciones equivalentes ante cambios de condiciones como las que se pueden presentar en este sistema, asociados a las actividades mineras y agropecuarias; asimismo, poseen una gran tolerancia a la contaminación, siendo capaces de habitar por extensos periodos en aguas con concentraciones muy bajas de oxígeno (Tokeshi, 1993; Oviedo-Machado y Reinoso-Flórez, 2018; Pérez *et al.*, 2020).

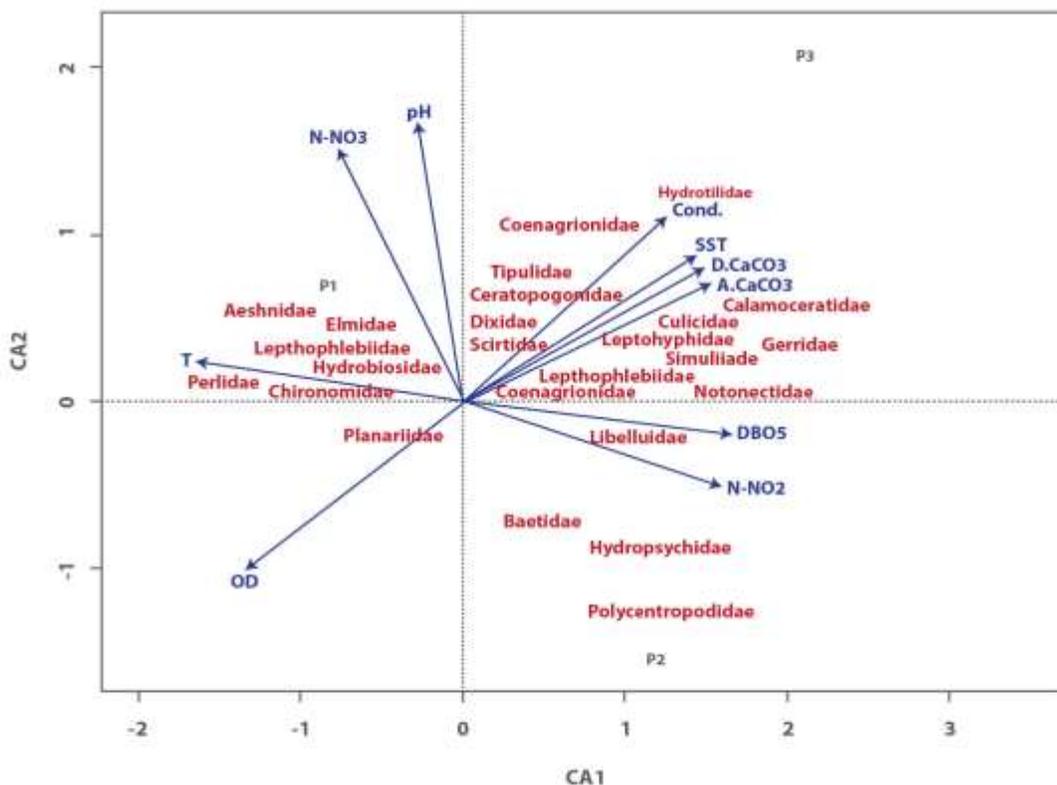
A partir del CCA realizado para esta época de muestreo, estos organismos demostraron ser especialmente abundantes en P1 y P3 (Figura 2), indicando que los valores asignados a los taxones de estos organismos son afectados de manera heterogénea con relación a las diferentes condiciones de los puntos de muestreo. Evidencia de lo anterior, es la cantidad de materia orgánica, la cual registró un incremento significativo como se relaciona en la Tabla 3, aunado a la influencia de actividades agrícolas y pecuarias que aportan nutrientes por escorrentía generada en zonas pendientes, especialmente en P3. En el estudio se

registraron zonas de deposición de materia orgánica evidenciado sustrato fangoso, aumentado prolongadamente en P1, lo cual promueve el establecimiento y adquisición de alimento para los

organismos pertenecientes al grupo Diptera, que en su mayoría son de hábito colector-recolector (Prat y Rieradevall, 1998; Riss *et al.*, 2002; Tejerina y Molineri, 2007).

**Tabla 1. Composición total de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos muestreados en época lluvia (abril-mayo de 2019). Zona alta (P1), zona media (P2) y zona baja (P3), cuenca río Salitre, Paipa-Boyacá.**

Orden	Familia	Géneros	P1	P2	P3	Total
<b>Coleoptera</b>	Elmidae	<i>Austrelmis</i>	4	0	0	4
		<i>Austrolimnius</i>	2	0	0	2
		<i>Cylloepus</i>	5	0	0	5
		<i>Heterelmis</i>	8	2	0	10
		<i>Macrelmis</i>	1	0	0	1
		<i>Onychelmis</i>	6	0	0	6
	Scirtidae	<i>Elodes</i>	2	0	0	2
		<i>Scirtes</i>	2	0	0	2
<b>Diptera</b>	Ceratopogonidae	<i>Alluaudomyia</i>	6	2	3	11
	Chironomidae	<i>Chironomus</i>	759	4	9	772
		<i>Cryptotendipes</i>	6	0	17	23
		<i>Stenochironomus</i>	150	102	3	255
	Culicidae	<i>Culex</i>	8	0	0	8
	Dixidae	<i>Dixella</i>	4	0	0	4
Simuliidae	<i>Simulium</i>	40	84	70	194	
	Tipulidae	<i>Tipula</i>	6	0	3	9
<b>Ephemeroptera</b>	Baetidae	<i>Andesiops</i>	69	118	6	193
		<i>Baetodes</i>	25	0	0	25
	Lepthophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	39	4	2	45
	Leptohiphidae	<i>Leptohiphes</i>	2	0	0	2
<b>Hemiptera</b>	Gerridae	<i>Rheumatobates</i>	1	0	0	1
	Notonectidae	<i>Notonecta</i>	0	0	1	1
<b>Odonata</b>	Aeshnidae	<i>Aeshna</i>	14	0	0	14
	Coenagrionidae	<i>Ischnura</i>	39	4	38	81
	Libellulidae	<i>Dythemis</i>	0	2	0	2
<b>Plecoptera</b>	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	1	0	0	1
<b>Trichoptera</b>	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	2	0	0	2
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	10	0	0	10
	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	0	6	0	6
	Hydroptilidae	<i>Ochrotrichia</i>	0	0	4	4
	Leptoceridae	<i>Grumichella</i>	0	0	1	1
	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	2	0	0	2
	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	0	16	0	16
<b>Tricladida</b>	Planariidae	<i>Dugesia</i>	18	6	0	24
<b>Total</b>			<b>1231</b>	<b>350</b>	<b>157</b>	<b>1738</b>



**Figura 2.** Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) relacionando los parámetros fisicoquímicos del agua, con la comunidad de macroinvertebrados acuáticos colectados en los tres puntos de muestreo en época lluvia (abril-mayo 2019).

Otro grupo representativo observado en el estudio son los organismos del orden Ephemeroptera, representado por tres familias (Baetidae, Lephophlebiidae y Leptohyphidae), los cuales son moderadamente sensibles a la contaminación y suelen colonizar diferentes tipos de sustratos y ambientes, es decir, pueden ser abundantes tanto en zonas de rápidos como en zonas de remansos, así como en lugares con algún grado de intervención antrópica (Gutiérrez y Dias, 2015; Murillo y Córdoba, 2017; Pérez *et al.*, 2020); lo anterior es observado a lo largo de los puntos de muestreo, especialmente en P1, durante las dos épocas establecidas (Tablas 1 y 2).

Durante las campañas realizadas en época seca (septiembre-octubre 2019), se registró un total de 1835 individuos distribuidos en siete órdenes, 20 familias, y 25 géneros (Tabla 2). La familia predominante fue Chironomidae con el 81.74% de los individuos, seguida por Coenagrionidae (5.12%), Baetidae

(3.65%) y Culicidae (2.94%); las familias menos representativas corresponden a Ceratopogonidae, Elmidae, Hydrophilidae, Leptohyphidae, Libellulidae y Polycentropodidae, cada una con el 0.05% del total de individuos, respectivamente. En esta segunda época de muestreo, el orden más abundante sigue siendo Diptera con cinco familias (Ceratopogonidae, Chironomidae, Culicidae, Simuliidae, Tipulidae) y 1566 individuos; se puede observar que la mayor parte de los taxos tolerantes a la contaminación se encuentran en P1, prolongando su distribución y sostenimiento con abundancias significativas hacia el P3 (Figura 3), probablemente favorecidos por la elevada disponibilidad de detritus orgánico que hace parte de su dieta. De acuerdo con Roldán-Pérez (1980); Bervoets *et al.*, (1996) y Dominguez (2009), la presencia de estos grupos biológicos en las diferentes zonas de la cuenca posiblemente se deba a que son eurivalentes, es decir, pueden ocupar un amplio espectro de hábitats y condiciones ambientales.

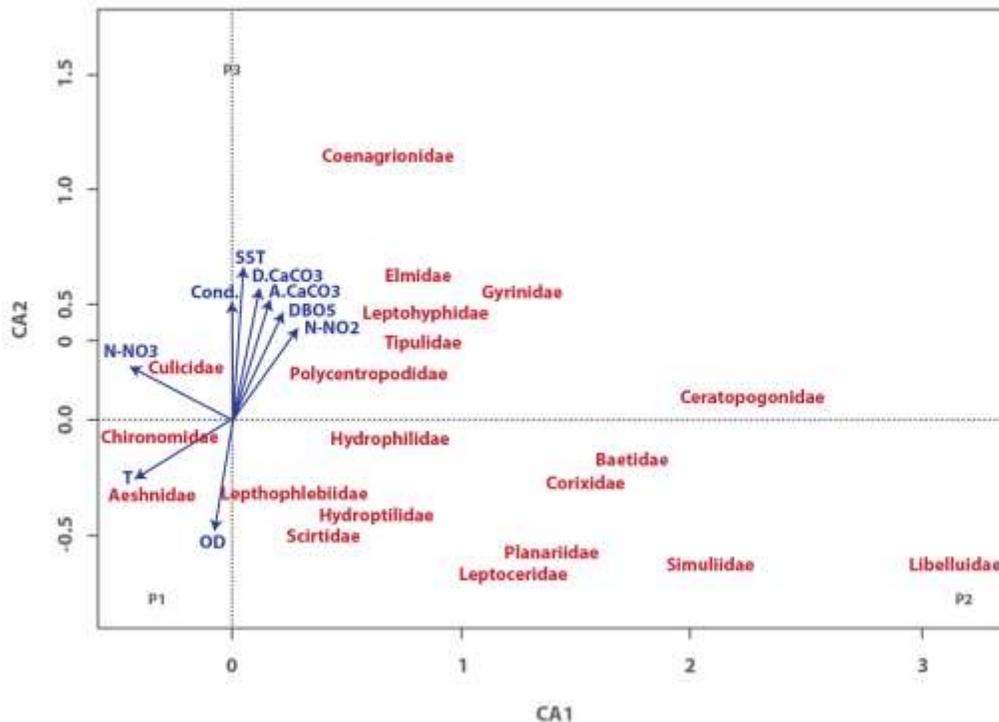
**Tabla 2. Composición total de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos muestreados en época seca (septiembre-octubre 2019). Zona alta (P1), zona media (P2) y zona baja (P3), cuenca río Salitre, Paipa-Boyacá.**

Orden	Familia	Géneros	P1	P2	P3	Total
<b>Coleoptera</b>	Elmidae	<i>Heterelmis</i>	1	0	0	1
	Gyrinidae	<i>Andogyrus</i>	0	4	0	4
		<i>Gyrinus</i>	2	0	0	2
	Hydrophilidae	<i>Hydrophilus</i>	0	0	1	1
	Scirtidae	<i>Elodes</i>	7	1	0	8
<b>Diptera</b>	Ceratopogonidae	<i>Alluaudomyia</i>	0	0	1	1
	Chironomidae	<i>Chironomus</i>	757	4	240	1001
		<i>Cryptotendipes</i>	159	2	123	284
		<i>Stenochironomus</i>	106	52	57	215
	Culicidae	<i>Culex</i>	48	0	6	54
	Simulidae	<i>Gigantodax</i>	3	1	0	4
		<i>Simulium</i>	0	5	0	5
	Tipulidae	<i>Tipula</i>	1	1	0	2
<b>Ephemeroptera</b>	Baetidae	<i>Andesiops</i>	16	37	14	67
	Lepthophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	5	1	1	7
	Leptohiphidae	<i>Leptohiphes</i>	1	0	0	1
<b>Hemiptera</b>	Corixidae	<i>Hesperocorixa</i>	2	2	0	4
		<i>Trepobates</i>	0	1	0	1
<b>Odonata</b>	Aeshnidae	<i>Aeshna</i>	21	0	4	25
	Coenagrionidae	<i>Ischnura</i>	0	17	77	94
	Libellulidae	<i>Dythemis</i>	0	1	0	1
<b>Trichoptera</b>	Hydroptilidae	<i>Ochrotrichia</i>	5	0	1	6
	Leptoceridae	<i>Grumichella</i>	4	3	0	7
	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	1	0	0	1
<b>Tricladida</b>	Planariidae	<i>Dugesia</i>	20	19	0	39
<b>Total</b>			<b>1159</b>	<b>151</b>	<b>525</b>	<b>1835</b>

En cuanto a los órdenes Coleoptera y Hemiptera, estos son constituidos típicamente por especies que ocurren en ambientes perenes y temporarios, en mayor abundancia en cuerpos de agua lentos o loticos con baja fluidez (Wallace y Merritt, 1980). Los organismos de estos órdenes poseen grandes capacidades de colonización y adaptaciones para fluctuaciones en el nivel de agua (Moreno *et al.*, 1997); estas características permiten a las especies de estos dos grupos concurrir en una mayor densidad y riqueza en épocas de verano y estiaje en un sistema hídrico (Amat *et al.*, 1997). Algunas de estas especies pasan gran parte del año en cuerpos de agua en épocas secas, migrando para zonas intermitentes donde pueden

encontrar aguas con temperaturas favorables para el desarrollo, además de alimento (Moreno *et al.*, 1997; Manzo, 2005; Pérez *et al.*, 2020).

El análisis de CCA realizado con los datos de composición de todos los grupos de la comunidad de macroinvertebrados por familia, y las características físicas y químicas del agua, explican el 53.2% de la variación de los datos en época lluvia, concurrente al 44% de variación de los datos en época seca. Este análisis reveló que la variación en la estructura de la comunidad entre las estaciones de muestreo está positivamente relacionada con los parámetros fisicoquímicos del medio (Figuras 2 y 3).



**Figura 3.** Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) relacionando los parámetros fisicoquímicos del agua con la comunidad de macroinvertebrados acuáticos colectados en los tres puntos de muestreo en época seca (septiembre-octubre 2019).

La abundancia de larvas de Odonata y Plecoptera fue la principal medida relacionada con la variación de las condiciones de preservación de los puntos muestreados; estos organismos presentan mayor correlación con el eje uno (CA1), debido a la disminución de la abundancia y del número de taxones asociados a los cambios del sistema, principalmente en el P2, durante la época lluviosa (Figura 2). Las larvas de Hemiptera, Coleoptera y Diptera, presentan alta correlación con el eje dos (CA2), pero correlación negativa con el eje uno (CA1) en época seca (Figura 3). De acuerdo con Hurtado *et al.* (2005) y Terneus *et al.* (2012), los parámetros fisicoquímicos del agua determinados por factores ambientales, influyen de manera directa en la diversidad de comunidades de macroinvertebrados, y adicionalmente la calidad del agua está influenciada por interacciones entre vegetación, suelo y tiempo de inundación (Dinius, 1972; Xie *et al.*, 2003). Los resultados para los grupos Ephemeroptera y Trichoptera son similares a los encontrados por Murillo-Montoya *et al.* (2018), donde registraron correlación entre estos órdenes al disminuir su diversidad en dirección a los bajos niveles de oxígeno disuelto, presentados sobre la ciénaga de Palagua (Caldas-Colombia).

En cuanto a los parámetros fisicoquímicos, la concentración de oxígeno disuelto en el primer muestreo presentó una variación significativa en los tres puntos, así como en los diferentes períodos de muestreo, registrando un valor máximo de 5.5 mg/L O<sub>2</sub> en el P1, y un valor mínimo de 3.6 mg/L O<sub>2</sub> en el P3 (Tabla 3), razón por la cual se asocian estos cambios al aporte de materia orgánica de origen autóctono y a las condiciones locales predominantes de la zona. Para el nitrógeno se tomaron en cuenta los nitritos (N-NO<sub>2</sub>) y nitratos (N-NO<sub>3</sub>) donde se determinó un valor máximo de N-NO<sub>3</sub> de 17.12 mg/L en los tres puntos de muestreo; cabe aclarar que estas zonas están influenciadas por actividades pecuarias y presentan mayor pendiente, lo que posibilita la escorrentía de nutrientes en época de lluvias. Los registros de N-NO<sub>2</sub> reportaron un valor promedio de 0.025 mg/L respectivamente para los meses de muestreo (Tabla 3); probablemente este valor se relacione con descargas de aguas residuales, o presencia eventual de contaminantes de origen animal (Ladino-Ospina y Rincon, 1997; Torrado, 2016).

En los sistemas hídrico de tierras altas de la región andina el pH generalmente oscila entre 6.1 y 8.7 (Bernal *et al.*, 2006; Arango *et al.*, 2008; Castellanos y Serrato, 2008; Meléndez, Quintero y Ramírez, 2013).

Los puntos muestreados cumplen con esta afirmación con la excepción del P1, que presenta un pH levemente ácido de (6). El pH está altamente influenciado por la composición de los suelos, en zonas de tierra alta por lo general son de origen volcánico, se caracterizan por ser húmedos y ácidos debido a la descomposición de materia orgánica en el que intervienen bacterias y hongos que a su vez elaboran sustancias baja alcalinidad, de lo anterior la alta potencialidad de hidrógenos de los suelos (Rocha *et al.*, 2015, 2017). En cuanto la temperatura los valores de los puntos de muestreo están entre un rango normal (18.2° y 19.8°), para la zona alta ya que para sitio oscilan entre 15° y 21° dependiendo de la altura (Roldán-Pérez *et al.*, 2000).

La caracterización fisicoquímica del río Salitre refleja un comportamiento típico de sistemas interandinos, con niveles de conductividad relativamente altos para aguas dulces naturales (valor promedio de 510  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), lo cual permite identificar que el agua se encuentra moderadamente contaminada, posiblemente debido a la presencia de minerales disueltos que se encuentran en el cuerpo de agua, es decir, presenta altos contenidos iónicos debido a actividades como la minería (Torrado, 2016). Al respecto Roldán-Pérez y Restrepo (2008), señalan que aguas con 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  hasta 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Tabla 3), tienen alto contenido iónico y pueden afectar la productividad de los ecosistemas debido a que las sales presentes son difíciles de retirar del agua. Los anteriores resultados son consistentes con lo observado en estudios

realizados en otras cuencas de Colombia (Zúñiga *et al.*, 1994; Ladino-Ospina y Rincon, 1997; Arango *et al.*, 2008; Castellanos y Serrato, 2008; Terneus *et al.*, 2012; Meléndez *et al.*, 2013).

La concentración de la dureza en el agua, presentó una alta concentración durante época de seca, sobre el punto de muestro P3 o caudales más bajos (184 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ ), mientras que para los siguientes muestreos en época lluvia se reportó una concentración menor sobre el mismo punto (150.60 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ ), clasificándose como agua moderadamente dura debido a que se encuentra dentro de los rangos permisibles de acuerdo con la normatividad colombiana (150 – 300 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ ), dicha variación está asociada al mayor caudal del río.

Los valores obtenidos en cuanto el parámetro  $\text{DBO}_5$ , estos se encontraron dentro del rango que identifica a las aguas no contaminadas que por lo general tienen menos de 2 mg/L y la variable en el estudio fluctuó entre 0.2 y 3.7 mg/L y su promedio fue de 2.53 mg/L. Los valores máximos se obtuvieron en el P3 durante época seca (septiembre - octubre 2019) debido a la mayor demanda sobre el oxígeno por los microorganismos asociados con la materia orgánica que son los que más consumen el recurso. Los muestreos realizados en época lluvia (abril - mayo 2019), mostraron valores que en su mayoría estuvieron por debajo de 2.0 mg/L, lo que demuestra que son aguas con capacidad de autodepuración y por ende su contaminación es leve.

**Tabla 3. Valores promedio de los factores fisicoquímicos para zona alta (P1), zona media (P2) y zona baja (P3), registrados en ocho campañas de muestro en dos épocas del año, época lluvia (E1) y época seca (E2), cuenca río Salitre, Paipa-Boyacá. Prom= Promedio. CV= coeficiente variación.**

Variables	Zonas	E1						E2					
		P1		P2		P3		P1		P2		P3	
		Unidades	Prom	CV%	Prom	CV%	Prom	CV%	Prom	CV%	Prom	CV%	Prom
Temperatura del agua	°C	19.8	0.03	18.5	0.03	18.2	0.01	19.8	0.01	18.5	0.02	19.2	0.01
Nitritos	mg/L	0.02	0.035	0.025	0.23	0.019	0.11	0.009	0.06	0.4	0.82	0.025	1.27
Nitratos	mg/L	17	0.08	16.45	0.01	17.12	0.03	17	0.08	15.25	0.02	16.22	0.1
Sólidos suspendidos	mg/L	0.0036	1.27	0.0042	1.08	0.007	1.17	0.03	0.35	0.09	0.06	0.15	0.98
Oxígeno Disuelto	mg/L	5.5	0.01	5.3	0.23	3.6	0.19	5.7	0.11	5.1	0.32	3.2	0.29
$\text{DBO}_5$	mg/L	0.2	0.35	2	0.28	2.5	1.49	0.9	0.96	3.1	0.47	3.7	0.35
pH	Unidades	6.2	0.01	6	0.04	6.5	0.03	6	0.02	6,5	0.06	7.5	0.03
Conductividad	( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	520	0.1	420	0.34	498	0.23	610	0.23	520	0.04	494	0.06
Alcalinidad	mg/L $\text{CaCO}_3$	75	0.02	90	0.14	135	0.35	87	0.1	96	0.04	120	0.21
Dureza	mg/L $\text{CaCO}_3$	80	0.01	95	0.04	150.6	0.36	80	0.11	97	0.06	184	0.17

**Tabla 4. Índices ecológicos calculados para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos colectados en dos épocas del año 2019, para zona alta (P1), zona media (P2) y zona baja (P3), época lluvia (E1) y época seca (E2), cuenca río Salitre, Paipa-Boyacá.**

Época	E1			E2			
	Zonas	P1	P2	P3	P1	P2	P3
Simpson 1-D		0.59	0.74	0.72	0.54	0.78	0.7
Shannon H		1.58	1.59	1.67	1.26	1.91	1.45
Margalef R		3.79	1.87	2.17	2.41	2.99	1.59

Los resultados de los índices ecológicos fueron muy similares en todas las estaciones de muestreo; el índice de Margalef se encontró entre 1.59 y 3.79, la dominancia de Simpson entre 0.54 y 0.78, y el índice de diversidad de Shannon se mantuvo entre 1.91 y 1.26 (Tabla 4). La riqueza específica de Margalef fue superior en P1 (3.79) durante la época lluvia en comparación a los puntos de muestreo restantes, probablemente debido a los cambios en la distribución de lluvias de la franja tropical, consecuente con el aumento de la diversidad de taxones o la complejidad funcional en estudios realizados por Vannote *et al.* (1980) y Meza *et al.* (2012). Estos autores también argumentan que, como consecuencia de la variabilidad en los patrones espaciales y longitudinales, la composición de la fauna de macroinvertebrados puede ser diferente en las cabeceras, en comparación a la corriente media o baja de cada zona, resultados similares a este estudio.

El índice de diversidad de Shannon refleja valores más altos durante la época de lluvias, estos datos coinciden con estudios realizados por Prati *et al.*, (1971); Pérez (2005); Forero *et al.* (2014); Rocha *et al.* (2015), donde mencionan que este tipo de ambientes proporcionan una mayor variedad de microhábitats, denominados ambientes heterogéneos, permitiendo a su vez mantener o dar refugio a una mayor diversidad de macroinvertebrados.

## CONCLUSIONES

La calidad biológica de la cuenca del río Salitre en las diferentes estaciones de muestreo, reportó una predominancia del orden Díptera durante las dos épocas estudiadas, probablemente asociado a la transformación de hábitats de los macroinvertebrados por influencia de actividades mineras y agropecuarias, y a la adaptación de condiciones cambiantes en los periodos y estaciones de muestreo.

Los resultados del CCA indican que los valores asignados a los taxones son afectados de manera homogénea debido a las condiciones de los puntos de muestreo en todo el sistema hídrico, razón por la cual es probable que las actividades mineras y

agropecuarias de la zona generen cambios en la estructura y funcionalidad de este sistema, posiblemente no como un factor directo, pero si, como una multiplicidad de factores que alteran la composición de todas las comunidades de organismos vivos presentes. En ciertas circunstancias, estos factores podrían incidir en la eliminación de especies más sensibles, y aumentar el número de organismos tolerantes debido a la reducción de la competencia o depredación.

En cuanto a las condiciones biológicas entre los puntos de muestreo, el P1 reportó una condición ecológica favorable asociada a la estructura trófica, y a la dinámica de la comunidad de macroinvertebrados con el valor más alto de riqueza específica; los puntos con mayor dominancia fueron P2 y P3. Los valores de diversidad registrados indican una alta variabilidad en la composición de especies, lo cual muestra una sucesión de especies en el sistema, que durante las épocas de muestreo principalmente hacen parte del orden Díptera de hábito colector-recolector, relacionando una baja capacidad de este sistema para aprovechar más y mejor los nutrientes y energía en estas zonas de intervención antrópica, lo cual puede incidir en la capacidad de autodepuración del río y las actividades biológicas propias del sistema.

Desarrollar este tipo de investigaciones, genera una gran importancia en cuanto al tema sanitario y ambiental, considerando que es viable, por las diferentes ventajas que presenta estas herramientas en estudios sobre la evaluación de calidad de agua. Se pretende que los resultados de este estudio, sean utilizados como un complemento en el diseño y aplicación de trabajos de investigación a futuro, recomendando la implementación de índices para caracterizar las condiciones en cuanto a metales pesados y composición microbiológica en el agua se refiere.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad de Boyacá por el apoyo técnico para la realización de este proyecto, y a las demás personas que contribuyeron a la revisión

de este manuscrito con sus comentarios y apreciaciones.

**Financiamiento.** Los autores agradecen el apoyo financiero a Comité de Investigación de la Facultad de Ciencias e Ingeniería de la Universidad de Boyacá.

**Conflicto de interés.** Los autores declaran que no existe conflicto de intereses relacionados con esta publicación.

**Cumplimiento de normas éticas.** La investigación fue desarrollada y presentada bajo principios éticos y responsabilidad científica.

**Disponibilidad de datos.** Los datos están disponibles con el autor Johan Hernan Pérez (jhperez@uniboyaca.edu.co) por correspondencia, con previa solicitud.

## REFERENCIAS

- Allan J.D., Flecker A.S., Segnini S., Taphorn, D.C., Sokol, E., Kling, G.W. 2006. Limnology of Andean piedmont rivers of Venezuela. *Journal of the North American Benthological Society* 25 (1): pp 66–81. DOI: 10.1899/0887-3593(2006)25[66:LOAPRO]2.0.CO;2
- Amat G.G., Toro A.L., Melo S.J.A. 1997. Patrones de distribución de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en relicto del bosque altoandino, Cordillera Oriental de Colombia. *Caldasia* 19 (1–2): pp 191–204.
- Arango M.C., Álvarez L.F., Arango G.A., Torres, O.E., Monsalve, A.J. 2008. Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista EIA* 9: pp 121–141.
- Baird R.B., Eaton A.D., Rice E.W. 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Water Works Association.
- Bernal P.E., García D.G., Bravo M.A., Rodríguez A.P. 2006. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados de la Quebrada Paloblanco de la Cuenca del Río Otún (Risaralda, Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 11 (2): pp 45–59.
- Bervoets L., Wils C., Verheyen R. 1996. Tolerance of *Chironomus riparius* larvae (Diptera: Chironomidae) to salinity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 57 (5): pp 829–835.
- Castellanos P.M., Serrato C. 2008. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en un nacimiento de Río en el Páramo de Santurbán, Norte de Santander. *Revista de la Academia Colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales* 32 (122): pp 79–86.
- Cifuentes G.R., Gamboa R.A.B., Rocha Z.E.G. 2014. Diagnóstico fisicoquímico, biológico y microbiológico de las aguas del Embalse de La Copa (Boyacá). Universidad de Boyacá, Centro de Investigaciones para el Desarrollo, Facultad de Ciencias e Ingeniería.
- Dinius S.H. 1972. Social accounting system for evaluating water resources. *Water Resources Research* 8 (5): pp 1159–1177. DOI: 10.1029/WR008i005p01159
- Dominguez E.P. 2009. Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos. *Sistemática y Biología*. Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Forero L.C., Longo M., R J.J.R., Chalar G. 2014. Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICE RN-MAE), Colombia. *Revista de Biología Tropical* 62 (2): pp 233–247.
- Gamboa R.A.B., Osorio G.R.C., Rocha Z.E.G. 2016. Indicadores bacterianos de contaminación fecal en el agua del embalse La Copa, municipio de Toca, Boyacá/Colombia. *I3+ 3* (1): pp 10–23. DOI: 10.24267/23462329.157
- Gutiérrez Y., Dias L.G. 2015. Ephemeroptera (Insecta) de Caldas - Colombia, claves taxonómicas para los géneros y notas sobre su distribución. *Papéis Avulsos de Zoología* 55 (2): pp 13–46. DOI: 10.1590/0031-1049.2015.55.02
- Heckman C.W. 2006. *Enciclopedia de los insectos acuáticos de América del Sur: Odonata - Anisoptera*, Texto original: Claves ilustradas para familias conocidas, géneros y especies en América del Sur, Kindle Edition. Springer Países Bajos, United States.
- Heino J., Louhi P., Muotka T. 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. *Freshwater Biology* 49 (9): pp 1230–1239.
- Horton R.K. 1965. An Index Number System for Rating Water Quality. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 37 (3): pp 300–306.
- Hurtado S., Trejo F.G., Yurrita P.J.G. 2005. Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del Río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana* 44 (3): pp 271–286.

- Jiménez M.A., Vélez M.V. 2006. Análisis comparativo de Indicadores de la Calidad de agua superficial. *Avances en Recursos Hidráulicos* 1 (14): pp 53–69.
- Ladino-Ospina Y., Rincon M.E. 1997. Calidad biológica de los sistemas acuáticos del santuario de fauna y flora de Iguaque. *Diogenes; Revista de Investigación en Ciencias y Enseñanza de las Ciencias (Santafe de Bogota)* 4 (2): pp 183–200.
- Manzo V. 2005. Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40 (3): pp 201–208. DOI: 10.1080/01650520500140619
- McClain M.E., Naiman R.J. 2008. Andean Influences on the Biogeochemistry and Ecology of the Amazon River. *BioScience* 58 (4): pp 325–338. DOI: 10.1641/B580408
- Medellín F.C., Ramirez M.O., Rincon M.E. 2004. Trichoptera of he Santuario de Iguaque (Boyaca, Colombia) in relacion to water quality. *Revista Colombiana de Entomología* 30 (2): pp 197–203.
- Meléndez V.G., Quintero O.C., Ramirez N.A. 2013. Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Gestión y Ambiente* 16 (1): pp 97–107.
- Meza-S A.M., Rubio-M J., G-Dias L., M-Walteros J. 2012. Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia* 34 (2): pp 443–456.
- Moreno J.L., Millán A., Suárez M.L., Vidal-Abarca, M.R., Velasco, J. 1997. Aquatic Coleoptera and Heteroptera assemblages in waterbodies from ephemeral coastal streams (. *Archiv für Hydrobiologie* 2 (1): pp 93–107. DOI: 10.1127/archiv-hydrobiol/141/1997/93
- Murillo Z.M., Córdoba K.A. 2017. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en tres ciénagas de la cuenca media del Atrato, Chocó – Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó Investigación Biodiversidad y Desarrollo* 34 (1): pp 22–35. DOI: 10.18636/riutch.v34i1.538
- Murillo-Montoya S.A., Restrepo-Bastidas E.S., Mendoza A.M., Fadul-Vázquez, C.J., Calderón-García, X.F., Rodríguez, M.A. 2018. Macroinvertebrados asociados a raíces de *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) en la Ciénaga de Palagua (Colombia). *Ambiente y Desarrollo* 22 (43): pp 22–34. DOI: <https://doi.org/10.11144/Javeriana.ayd22-43.mare>
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre, P., Minchin, P.R. 2015. *Vegan: community ecology package*. R package vegan, vers. 2.2-1 | World Agroforestry Centre. 3: pp 7–81.
- Oviedo-Machado N., Reinoso-Flórez G. 2018. Aspectos ecológicos de larvas de Chironomidae (Diptera) del río Opía (Tolima, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología* 44 (1): pp 101–109. DOI: 10.25100/socolen.v44i1.6546
- Paukert C., Willis W.D. 2003. Aquatic Invertebrate Assemblages in Shallow Prairie Lakes: Fish and Environmental Influences. *Journal of Freshwater Ecology* 18: pp 523–536. DOI: 10.1080/02705060.2003.9663993
- Pérez B. 2005. Variación espacial de la composición y diversidad de géneros de Ephemeroptera (Insecta) en un río tropical altiandino. *Entomotrópica* 20 (1): pp 49–57.
- Pérez J.H., Martínez-Romero L.C., Castellanos-Guerrero L.T., Mora-Parada A.R., Rocha-Gil Z.E. 2020. Macroinvertebrados bioindicadores de calidad de agua en sistemas hídricos artificiales del Departamento de Boyacá, Colombia. *Producción + Limpia* 15(1): pp 35-48. DOI: 10.22507/pml.v15n1a3
- Posada-García J.A., Roldán-Pérez G. 2003. Clave Ilustrada y Diversidad de las larvas de Trichoptera en el Nor-Occidente de Colombia. *Caldasia* 25 (1): pp 169–192.
- Prat N., Rieradevall M. 1998. Criterios de evaluación de la calidad del agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. *Actualidades Biológicas* 20 (69): pp 137–147.
- Prati L., Pavanello R., Pesarin F. 1971. Assessment of surface water quality by a single index of pollution. *Water Research* 5 (9): pp 741–751. DOI: 10.1016/0043-1354(71)90097-2
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz, M.E., Li, H.W., Minshall, G.W., Reice, S.R., Sheldon, A.L., Wallace, J.B., Wissmar, R.C. 1988. The Role of Disturbance in Stream Ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7 (4): pp 433–455. DOI: 10.2307/1467300
- Rincon M.E. 1996. Aspectos bioecologicos de los tricópteros de la Quebrada Carrizal Boyaca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*. 222: pp 53–60.

- Rincon M.E. 2002. Comunidad de insectos acuáticos de la quebrada Mamarramos Boyaca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología (Bogota)* 28 (1): pp 101–108.
- Ríos T., Vega J.A., Guinard J.C. 2013. Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua de las cuencas alta y baja del río Gariché, provincia de Chiriquí, Panamá. *Gestión y Ambiente* 16 (2): pp 61–70.
- Riss W., Ospina R., Rodríguez J.D. 2002. Establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la Sabana de Bogotá. *Caldasia* 24 (1): pp 135–156.
- Rocha Z.E.G., Ramirez E.S., Rodríguez L.Á.C. 2017. Influencia de la restauración ecológica sobre la calidad fisicoquímica y biológica del agua, caso quebrada La Colorada. *Cuaderno Activa* 9: pp 77–91.
- Rocha Z.E.G., Rodríguez L.Á.C., Rodríguez J.L.V., Soler X.D. 2015. Bioindicadores de la calidad del agua en áreas con restauración ecológica de la quebrada la colorada, Villa de Leyva, Boyacá. *I3+ 2* (2): pp 10–27. DOI: 10.24267/23462329.108
- Roldán-Pérez G. 1980. Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros. *Actualidades Biológicas* 9 (34): pp 103–117.
- Roldán-Pérez G. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo Fen Colombia, Bogotá.
- Roldán-Pérez G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: propuesta para el uso del método BMWP Col. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín.
- Roldán-Pérez G. 2009. Desarrollo de la Limnología en Colombia: Cuatro décadas de avances progresivos. *Actualidades Biológicas* 31 (91): pp 227–237.
- Roldán-Pérez G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 40 (155): pp 254–274. DOI: 10.18257/raccefyn.335
- Roldán-Pérez G., Restrepo J.J.R. 2008. *Fundamentos de limnología neotropical*, 2nd ed. Universidad de Antioquia.
- Springer M. 2010. Capítulo 7: Trichoptera. *Revista de Biología Tropical* 58: pp 151–198.
- Roldán-Pérez G., Bohórquez A., Cataño R., Ardilla J.I. 2000. Estudio limnológico del embalse de el guavio (Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 24 (90): pp 73–84.
- Tejerina E.G., Molineri C. 2007. Comunidades de Chironomidae (Diptera) en arroyos de montaña del NOA: comparación entre Yungas y Monte. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 66 (3): pp 169–177.
- Terneus E., Hernández K., Racines M.J. 2012. Evaluación ecológica del río Lliquino a través de macroinvertebrados acuáticos, Pastaza – Ecuador. *Revista de Ciencias* 16: pp 31–45.
- Tokeshi M. 1993. Species Abundance Patterns and Community Structure. *Advances in Ecological Research* 24: pp 111–186. DOI: 10.1016/S0065-2504(08)60042-2
- Torrado R.D.G. 2016. Evaluación de la calidad del agua del río Tejo (Ocaña, Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. *Revista Ingenio UFPSO* 9 (1): pp 121–132.
- Torralba A., Alonso M. 2011. Biodiversidad de odonatos de la sierra de Fonfría y cuenca del Jiloca (Teruel): análisis de comunidades. *Xiloca* 39: pp 151–168.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 (1): pp 130–137. DOI: 10.1139/f80-017
- Wallace J.B., Merritt R.W. 1980. Filter-Feeding Ecology of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology* 25 (1): pp 103–132. DOI: 10.1146/annurev.en.25.010180.000535
- Walteros-Rodríguez J.M. 2010. Estudio preliminar de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la Reserva forestal Torre Cuatro. *Centro de Museos Museo de Historia Natural* 14: pp 137–149.
- Walteros-Rodríguez J.M., Castaño J.M.R., Marulanda J.H.G. 2016. Ensamble de macroinvertebrados acuáticos y estado ecológico de la microcuenca Dalí-Otún, Departamento de Risaralda, Colombia. *Hidrobiológica* 26 (3): pp 359–371.
- Xie Z., Cai Q., Tang T., Ma, K., Liu, R., Ye, L. 2003. Structure of Macrozoobenthos of the East Dongting Nature Reserve, with Emphasis on Relationships with Environmental Variables.

- Journal of Freshwater Ecology 18: pp 405–413. DOI: 10.1080/02705060.2003.9663976
- Zúñiga M., Rojas A., Serrato C. 1994. Interrelación de indicadores ambientales de calidad en cuerpos de aguas superficiales del valle del cauca. Revista Colombiana de Entomología 20: pp 124–130.