



Novedades Colombianas

ISSN: 0121-3520

ISSN: 2145-5236

novedadesmuseo@unicauca.edu.co

Universidad del Cauca

Colombia

Gutiérrez-Garaviz, Jhonatan; Zamora-González, Hildier; Agredo Jiménez, Néstor Mauricio
Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la zona
de autodepuración en un sistema lótico andino colombiano
Novedades Colombianas, vol. 18, núm. 2, 2023, julio-diciembre
Universidad del Cauca
Colombia

DOI: <https://doi.org/10.47374/novcol.2023.v18.2360>

- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en portal.amelica.org



Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la zona de autodepuración en un sistema lótico andino colombiano

Aquatic Macroinvertebrates as Indicators of Autodepuration Zones in the Colombian Andean Lotic System

Jhonatan Gutiérrez-Garaviz*
Hildier Zamora-González²
Néstor Mauricio Agredo Jiménez³

¹Universidade Federal de São Carlos, Laboratório de Ecologia e Biologia Evolutiva, São Carlos, São Paulo, Brasil.

Email: jggaraviz@estudante.ufscar.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6843-146X>

²Investigador Independiente

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9255-6131>

³Fundación para el manejo integral del agua (PROAGUA).

ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-4417-2480>

Abstract

The self-purification process in a water system involves the ability to stabilize the presence of external agents in the water column through physical, chemical, and biological processes. This study aims to identify this self-purification zone in a Colombian Andean lotic system, using the community of aquatic macroinvertebrates (AM) as a biological indicator, supported by physical and chemical variables as additional information. To do so, the water quality prior to anthropogenic impact was established as a reference point, recording parameters such as pH, dissolved oxygen, and conductivity. Subsequently, data were collected after the perturbing event until values comparable to the initial point were reached, thus determining the potential recovery zone. Analyses were conducted at four sampling stations, where AM were collected, and physical and chemical parameters were recorded. Organisms were predominantly identified at the genus level, using taxonomic keys and visual guides. The sampling period spanned six months, from December 2009 to May 2010. When comparing the density of certain AM genera in stations before and after anthropogenic impact, it was observed that the self-purification zone is located at the fourth station, situated 2.2 km away from the disturbance point. In this area, the number of individuals is similar in some taxa compared to the reference station, with variations in their density. The results obtained are supported by the biological water quality (BMWP/Col index) and the majority of the analyzed physical and chemical variables.

Historia del artículo

Fecha de recepción:

20-10-2023

Fecha de aceptación: 12-12-2023

DOI:

Keyword: BMWPC/col, density, pollution, Physics and Chemistry.

Resumen

El proceso de autodepuración en un sistema hídrico implica la capacidad de estabilizar la presencia de agentes externos en la columna de agua mediante procesos físicos, químicos y biológicos. Este estudio tiene como objetivo identificar esta zona de autodepuración en un sistema lotico andino colombiano, empleando la comunidad de macroinvertebrados acuáticos - MA como indicador biológico, respaldado por variables físicas y químicas como información adicional. Para ello, se estableció como punto de referencia la calidad del agua previa al impacto antrópico, registrando parámetros como pH, oxígeno disuelto y conductividad. Posteriormente, se recolectaron datos después del evento perturbador hasta alcanzar valores comparables a los del punto inicial, determinando así la posible zona de recuperación. Se llevaron a cabo análisis en cuatro estaciones de muestreo, donde se colectaron MA y se registraron parámetros físicos y químicos. La identificación de los organismos se realizó mayormente a nivel de género, utilizando claves taxonómicas y guías visuales. El periodo de muestreo abarcó seis meses, desde diciembre de 2009 hasta mayo de 2010. Al comparar la densidad de algunos géneros de MA en las estaciones previas y posteriores al impacto antrópico, se observó que en la cuarta estación, ubicada a 2,2 km de distancia del punto de perturbación, se encuentra la zona de autodepuración. En esta área, la cantidad de individuos es similar en algunos taxones con respecto a la estación de referencia, con variaciones en su densidad. Los resultados obtenidos son respaldados por la calidad biológica del agua (índice BMWP/Col) y la mayoría de las variables físicas y químicas analizadas.

Palabras claves: BWMP/col, densidad, contaminación, física y química.

Introducción

En entornos acuáticos cercanos a asentamientos humanos, se depositan constantemente residuos contaminantes provenientes de diversas fuentes como animales, aguas domésticas, aguas industriales y lixiviados agrícolas. Estos elementos afectan la capacidad de resiliencia y reciclaje del cuerpo de agua. Hynes (1970) subraya que es difícil hallar un curso de agua no influenciado por la actividad humana. A pesar de ello, el sistema hídrico cuenta con la capacidad innata de mitigar estas perturbaciones a través del proceso de autodepuración (Tortorelli y Hernández, 1995). No obstante, en la actualidad, los niveles de contaminación se han acumulado gradualmente en diversos ecosistemas, lo que motiva la búsqueda de procesos que agilicen o complementen la fase de degradación.

La autodepuración, en términos generales, constituye un proceso de estabilidad que engloba diversos factores

como la dilución, gravedad, turbulencia, luz y degradación. Estos elementos actúan sobre los compuestos extraños presentes en ríos y lagos, promoviendo su depuración o eliminación en el momento y lugar en que se generan los desechos, en un tiempo y espacio determinados. En el caso de los sistemas lóticos, especialmente los ríos andinos, se destaca una notable capacidad de autodepuración gracias al proceso de aireación que surge de la turbulencia del flujo de agua, lo que facilita la incorporación de oxígeno. Además, es importante tener en cuenta que cada contaminante posee una concentración umbral específica sobre el cuerpo hídrico afectado, y al superar ese valor, se observan efectos de desequilibrio, lo que define la capacidad de estabilidad del cuerpo léntico o lótico en estudio (Cairns et al., 1968).

Algunos trabajos realizados sobre el tema de autodepuración están relacionados con variables químicas como el oxígeno disuelto (OD), demanda biológica de oxígeno (DBO₅) y sólidos suspendidos (Dresnack and Dobbins, 1968; Streeter and Phelps, 1958), estableciendo de manera general un esquema del balance de oxígeno en los sistemas acuáticos. También se cuenta con trabajos donde los organismos que viven en los medios acuáticos continentales, como el fitoplancton, zooplancton, bacterias y fauna bentónica, pueden indicar este proceso de autodepuración a partir de los cambios en la dinámica de la comunidad (Barbosa et al., 1999; Clements et al., 2009; Prat et al. 1999; Smock, 1983).

En la presente investigación se identificó el proceso de autodepuración a partir de los cambios en algunas densidades de taxones de macroinvertebrados acuáticos - MA, complementando esta información biológica con variables físicas, químicas y valores de calidad biológica del agua.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se definieron cuatro estaciones de muestreo sobre la microcuenca del río Cofre (Fig. 1), con un rango altitudinal entre los 2622 msnm hasta los 2420 msnm, dentro del municipio de Totoró-Cauca, con coordenadas especificadas en la Tabla 1. La temperatura media ambiental registrada fue de 14°C, con una precipitación promedio mensual de 187,45 mm, clasificando el área de estudio dentro de la zona de vida de bosque húmedo montano bajo (bh-MB) (Holdridge, 1967).

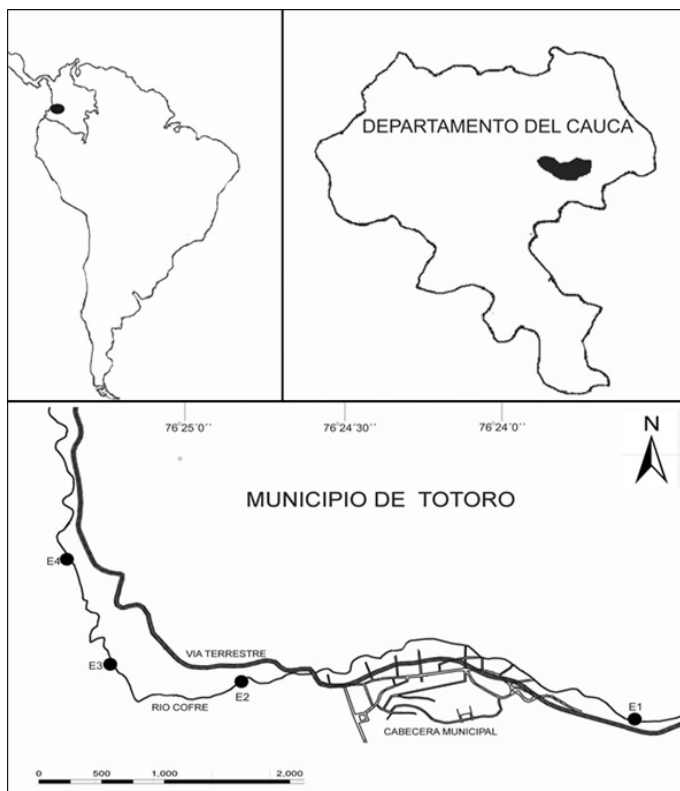


Figura 1. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo. Estación 1 (E1), Estación 2 (E2), Estación 3 (E3), Estación 4 (E4). Fuente: autores.

Tabla 1. Información geográfica de los puntos de muestreo. Fuente: autores.

Estación	Coord. X	Coord. Y	Altura (msnm)
E1	076°23'28,5''	02°30'32,2''	2622
E2	076°24'33,1''	02°30'33,1''	2517
E3	076°23'56,1''	02°30'40,2''	2494
E4	076°25'08,7''	02°31'28,6''	2410

La recolección de muestras biológicas y el registro de parámetros físicos y químicos se llevaron a cabo de diciembre de 2009 a mayo de 2010, con una jornada de campo mensual. La primera estación se situó previa a la cabecera municipal, y a raíz de las variaciones en los valores de pH y conductividad, se establecieron las tres estaciones restantes después del área urbana.

La comunidad biológica fue recolectada utilizando una red de malla suberiana de 0,25 m2 con una apertura de 250 μm. Esta recolección abarcó una diversidad de sustratos, incluyendo tanto las orillas como el centro del área de estudio. Posteriormente, las muestras fueron etiquetadas y preservadas en alcohol al 75%. En el laboratorio de Recursos Hidrobiológicos Continentales de la Universidad del Cauca, se llevó a cabo el conteo utilizando un estereoscopio

AMSCOPE Modelo SM-ITZ-PL, y la identificación se realizó utilizando literatura especializada (Domínguez et al., 2006; Domínguez y Fernández, 2009; Epler, 2001; Elliott y McCafferty, 2006; Roldán, 1996; Springer et al., 2010).

Respecto a las variables físicas y químicas, los valores de pH, conductividad (Cond), temperatura (Temp) y oxígeno disuelto (OD), se registraron utilizando una sonda multiparamétrica YSI modelo 556 MPS. Mediante espectrofotometría (MERCK SQ118), se establecieron las concentraciones de nutrientes (nitritos (NO₂-) y amonio (NH₄+)); el dióxido de carbono (CO₂) se calculó con un kit de titulación Aquamerck, y la demanda biológica de oxígeno (DBO₅) a partir del método estándar de cinco días indicado en Baird (2005).

Análisis de datos

Con el software estadístico R Project v 3.0.2, librería “vegan”, se aplicó un análisis de correspondencia canónica (CCA), asociando las variables abióticas, la comunidad biológica y las estaciones. Este análisis permitió identificar los géneros más representativos cuyas abundancias se graficaron en Excel para detallar su comportamiento. Igualmente, se graficó el comportamiento de las variables físicas y químicas, resaltando que sus valores se llevaron a una escala de logaritmo natural (Ln). Teniendo en cuenta a Zamora-González (2007) se calculó el BMWP/Col en cada estación de estudio de muestreo, promediando los valores, teniendo en cuenta la temporalidad y los microambientes.

Resultados

Composición taxonómica, autodepuración y calidad biológica del agua

Se identificaron 49 géneros pertenecientes a 35 familias, quince órdenes, ocho clases y cinco phyla, con un total de 5827 organismos (Tabla 2); Los insectos fueron el grupo más representativo dentro de la comunidad de estudio.

Los resultados del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) arrojaron un porcentaje de agrupación del 55,6% para el primer eje, y 37,8% para el segundo (Fig. 2). Con el primer eje se correlacionan los géneros *Mortoniella* spp., *Physa* spp., *Tubifex* spp., la familias lombriculidae y Chironomidae (subfamilias, Chironominae, Orthocladiinae y Tanipodinae), la estación E2 y las variables físico-químicas dióxido de carbono (CO₂), demanda biológica de oxígeno (DBO₅), conductividad (Cond) y amonio (NH₄+). Con este mismo eje también se asociaron los géneros *Anchytarsus* spp., *Contulma* spp., *Cylloepus* spp., *Baetodes* spp., *Leptohyphes* spp., *Limonicola* spp., *Heterelmis* spp., *Hexanchorus* spp., *Tipula* spp., las estaciones E1 y E4, y el oxígenos disuelto (OD) y pH. Los géneros *Ochrotrichia* spp., *Lymnessia* spp., *Elodes* spp., y *Maruina* spp., son exclusivos de la estación E1.

Tabla 2. Clasificación taxonómica y densidad (ind/m²) de macroinvertebrados acuáticos (MA). Estación 1 (E1), Estación 2 (E2), Estación 3 (E3), Estación 4 (E4). Acari no confirmado (ANC), Lombriculidae no confirmado (LNC), Chordodidae no confirmado (NNC), no determinado (N.D). En asterisco (*) se relacionan subfamilias del orden Díptera.
Fuente: autores.

Clase	Orden	Familia	Género ^(Código)	E1	E2	E3	E4	
Crustacea	Amphipoda	Hyalloelidae	<i>Hyallela</i> spp. ^(Hya)	133	37	37	46	
Arachnoidea	Acari	Lymnessiidae	<i>Lymnessia</i> spp. ^(Lym)	8	0	0	0	
		ANC	N.D. ^(ANC)	3	0	0	0	
Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> spp. ^(Atop)	177	32	35	33	
		Anomalopsychidae	<i>Contulma</i> spp. ^(Cont)	66	0	0	13	
		Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> spp. ^(Smi)	40	64	196	216	
		Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i> spp. ^(Hely)	14	9	5	10	
		Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> spp. ^(Mor)	59	289	127	81	
		Hydroptilidae	<i>Ochrotrichia</i> spp. ^(Och)	14	0	0	0	
		Leptoceridae	<i>Atanotica</i> spp. ^(Ata)	1	0	5	11	
		Coleoptera	Elmidae	<i>Macrelmis</i> spp. ^(Mac)	111	21	16	25
				<i>Microcylloepus</i> spp. ^(Mic)	67	22	16	19
	<i>Cylloepus</i> spp. ^(Cyl)			98	13	16	23	
	<i>Heterelmis</i> spp. ^(Het)			70	13	33	32	
	<i>Hexanchorus</i> spp. ^(ENC)			54	13	27	32	
	<i>Phanocerus</i> spp. ^(Pha)			6	0	1	2	
	<i>Anchytarsus</i> spp. ^(Anc)			74	14	46	46	
	Scirtidae	<i>Elodes</i> spp. ^(Elo)	23	0	0	0		
	Diptera	Chironomidae	*Tanipodinae ^(Tan)	39	96	45	23	
			*Orthocladinae ^(Ort)	6	51	25	3	
			*Chironominae ^(Chi)	8	63	27	10	
		Tipulidae	<i>Molophilus</i> spp. ^(Mol)	12	5	0	0	
<i>Tipula</i> spp. ^(Tip)			9	0	5	12		
Blephariceridae		<i>Limnicola</i> spp. ^(Lim)	64	0	0	23		
		<i>Paltostoma</i> spp. ^(Pal)	1	0	0	0		

		Simulidae	<i>Simulium</i> spp. ^(Sim)	2	0	0	0
		Muscidae	<i>Limnophora</i> spp. ^(Limn)	0	3	2	7
		Tabanidae	<i>Tabanus</i> spp. ^(Tab)	8	10	10	14
		Empididae	<i>Chelifera</i> spp. ^(Che)	8	5	0	0
		Ceratopogonidae	<i>Alluaudomyia</i> spp. ^(Allu)	2	3	1	1
		Psycodidae	<i>Maruina</i> spp. ^(Mar)	10	0	0	0
	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetodes</i> spp. ^(Bae)	95	33	99	96
			<i>Camelobaetidium</i> spp. ^(Cam)	14	6	2	5
			<i>Andesiops</i> spp. ^(And)	133	45	0	0
			<i>Moribaetis</i> spp. ^(Mor)	4	0	0	0
		Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i> spp. ^(Lep)	27	4	8	15
			<i>Tricorythodes</i> spp. ^(Tri)	8	2	0	0
			<i>Haplohyphes</i> spp. ^(Hap)	2	0	0	0
	Lepidoptera	Nymphulinae	<i>Paraponyx</i> spp. ^(Para)	3	3	2	3
		Noctuidae	<i>Bellura</i> spp. ^(Belu)	0	1	0	0
	Odonata	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i> spp. ^(Heta)	0	0	24	37
Gastropoda	Basommatophora	Physidae	<i>Physa</i> spp. ^(Phys)	33	422	99	75
		Planorbidae	<i>Acroibis</i> spp. ^(Acr)	0	3	1	0
Bivalvia	Veneroidea	Sphaeriidae	<i>Pisidium</i> spp. ^(Pis)	6	1	5	12
Oligochaeta	Haplotaxida	Naididae	<i>Tubifex</i> spp. ^(Tub)	51	291	81	58
	Lombriculida	Lombriculidae	LNC ^(LNC)	20	278	55	47
	Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	<i>Helobdella</i> spp. ^(Hel)	1	3	2	2
Turbellaria	Tricladia	Planariidae	<i>Dugesia</i> spp. ^(Dug)	78	76	78	77
	Gordioidea	Chordodidae	NNC ^(NNC)	1	0	1	1

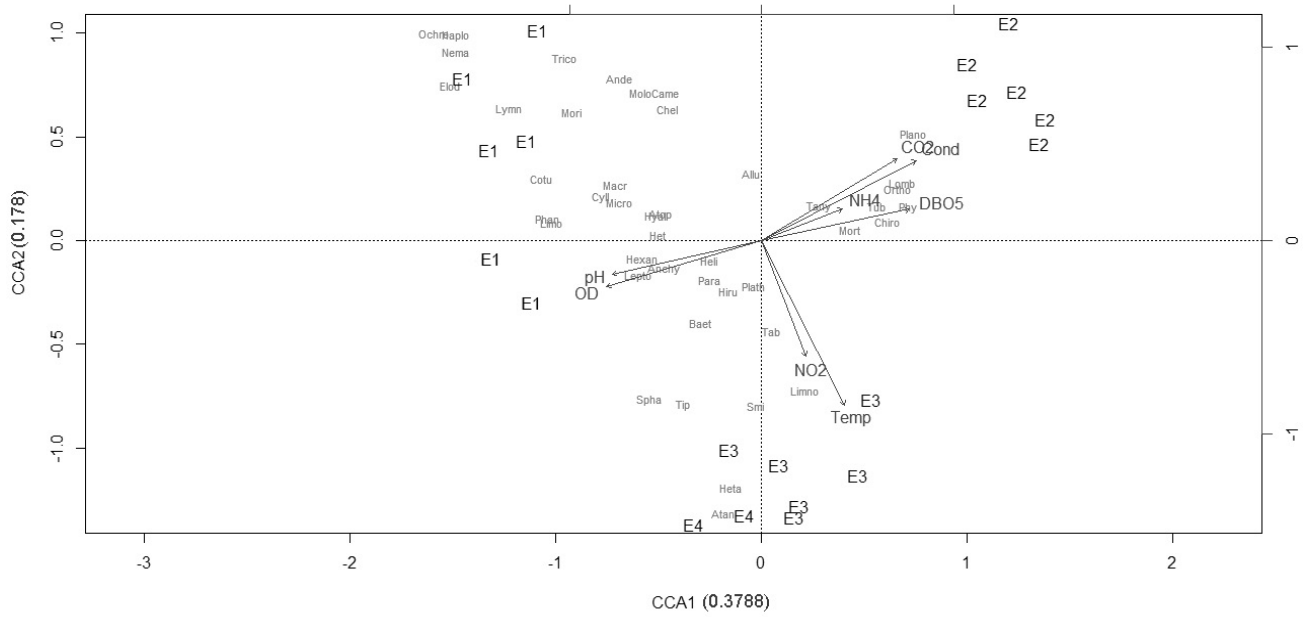


Figura 2. Análisis de correspondencia canónica. Los códigos asociados a los macroinvertebrados acuáticos se relacionan en la Tabla 2. Fuente: autores.

Al graficar el comportamiento de cada uno de los taxones asociados a los dos grandes grupos, dentro del análisis de multivariado, el primero se identificó como organismos favorecidos por el tensor antrópico (Fig. 3), y el segundo, como aquellos organismos que se ven afectados por este (Fig. 4).

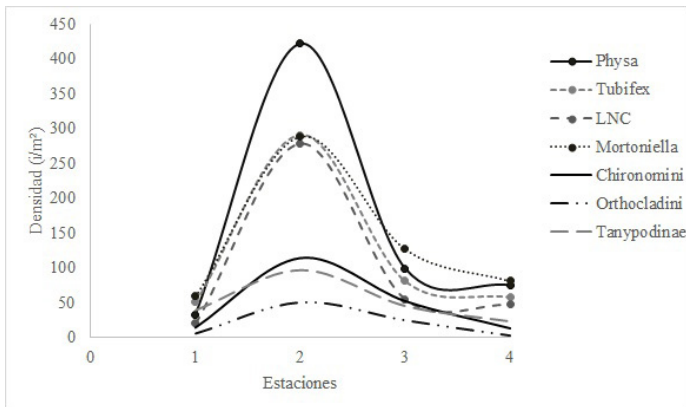


Figura 3. Taxones de macroinvertebrados acuáticos favorecidos por el tensor antrópico. Lombriculidae no confirmado (LNC). Fuente: autores.

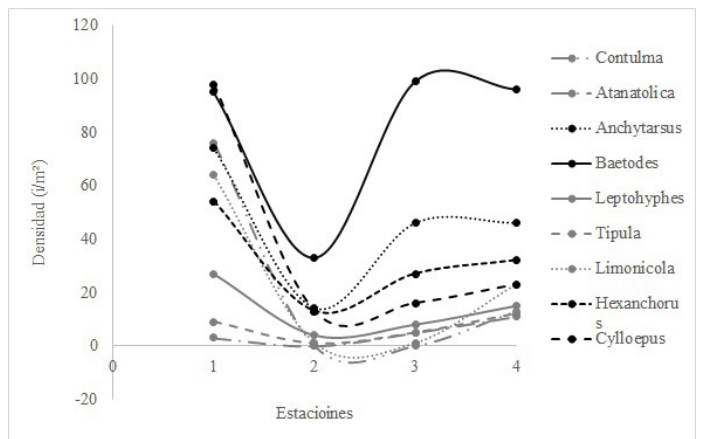


Figura 4. Taxones de macroinvertebrados acuáticos afectados por el tensor antrópico. Fuente: autores.

En la Figura 5 se muestran los resultados obtenidos al calcular los valores promedio de calidad del agua (BMWP/Col) para cada estación de muestreo. Se observa una disminución del valor BMWP/Col en la estación E2 y una tendencia de estabilidad y recuperación en la estaciones E3 y E4.

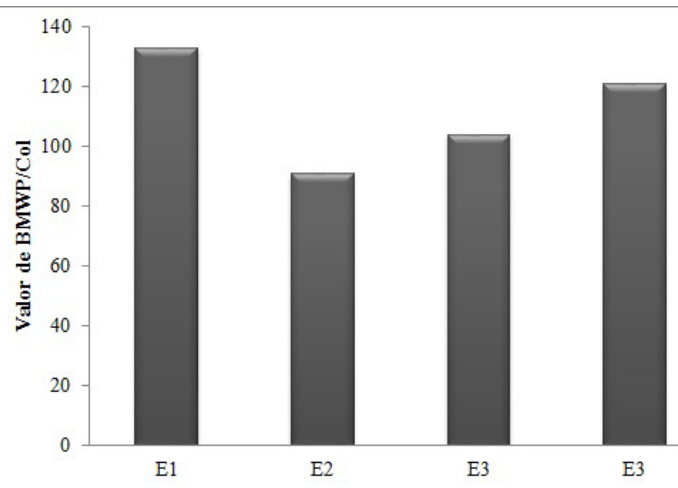


Figura 5. Comportamiento de los valores BMWP/Col calculados. Estación 1 (E1), Estación 2 (E2), Estación 3 (E3), Estación 4 (E4). Fuente: autores.

Parámetros físicos, químicos y autodepuración

Identificando la tendencia de las variables físico-químicas respecto a las estaciones de muestreo, en la Figura 6 se grafica su comportamiento, detallando en la estación E2 el aumento o disminución de sus valores, a excepción de los nitritos y la temperatura que aumentan a lo largo del gradiente altitudinal; posteriormente se observa una recuperación en la estación E4, respecto a los valores iniciales registrados antes de la cabecera municipal (Estación 1).

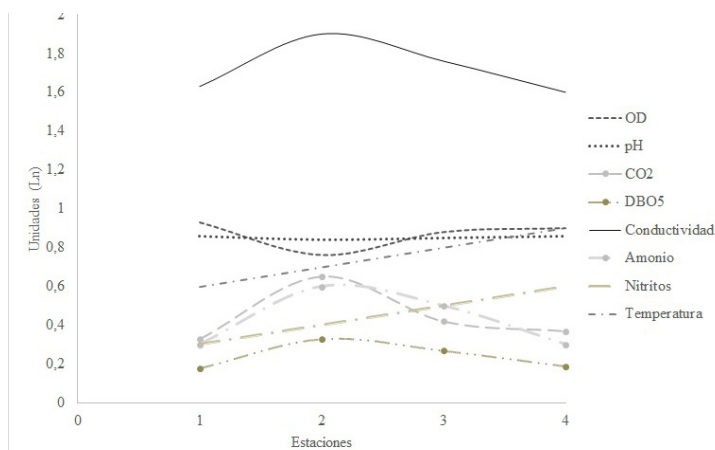


Figura 6. Comportamiento de variables físicas y químicas. Fuente: autores.

Discusión

Composición taxonómica, autodepuración y calidad biológica del agua

La predominancia de insectos en la composición taxonómica de los macroinvertebrados acuáticos en el río Cofre es un hallazgo recurrente en diferentes investigaciones realizadas en Colombia (Longo et al., 2010; Moreno et al., 2010; Walteros-Rodríguez y Paiba-Alzate, 2010). Lo cual evidencia que este grupo exhibe una notable diversidad en una amplia gama de ecosistemas lóticos en el país.

Los macroinvertebrados acuáticos - MA, principalmente los insectos acuáticos, proporcionan indicios del proceso de autodepuración a una distancia de 2,2 km desde la estación E2. Sin embargo, no todos reaccionan de la misma manera ante este fenómeno natural, dada la amplia variedad de respuestas sensibles o adaptativas que pueden surgir en una comunidad, tal como lo señalan Bonada et al. (2005) y Resh (2008). Además, las condiciones presentes en cada estación, tanto en relación a las variables físicas y químicas como a la presencia de contaminación antropogénica, tienen un papel crucial en la dinámica de la comunidad (Caicedo y Palacio, 1998; Giller y Malmqvist, 1998; Oscoz et al., 2006; Posada et al., 2000; Ramírez y Roldán, 1989).

Los taxones predominantes en la estación E2 señalan un nivel de contaminación y están vinculados al consumo de materia orgánica en descomposición (Escobar, 2017; Muñoz y Prat, 1996; Roldán, 1996; Zúñiga, 1985), lo que sugiere un crecimiento saludable de sus poblaciones, reflejado en sus valores de densidad. El género *Mortoniella* spp., que normalmente actúa como indicador de buena calidad del agua (Roldán, 1996) y suele encontrarse asociado a superficies rocosas, se halla en este estudio en condiciones de contaminación moderada. Esto plantea la necesidad de revisar la interpretación dada a su papel indicador.

Los taxones que se ven perjudicados mayormente por el impacto antropogénico son, en su mayoría, indicadores de alta calidad de agua (Roldán, 1996; Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor, 2006; Escobar, 2017). La densidad de sus poblaciones en la estación E2 se ve afectada debido a la influencia de las aguas residuales domésticas provenientes de la cabecera municipal de Totoró. Estos organismos, en términos generales, no toleran niveles bajos de oxígeno ni altos contenidos de materia orgánica en descomposición (Roldán, 1996; Posada et al., 2000; Roldán y Ramírez, 2008), los cuales se podrían clasificar como taxones estenotípicos con una tolerancia limitada.

Los géneros encontrados en la estación E1 están vinculados a aguas de excelente calidad (Roldán et al.,

2001). Su ausencia en las demás estaciones analizadas posiblemente refleja el nivel de sensibilidad que poseen frente a la contaminación. Aunque estos organismos no sirven como indicadores del proceso de autodepuración, pueden resultar valiosos para llevar a cabo evaluaciones de contaminantes a través de bioensayos.

Los valores de calidad del agua, evaluados a través del cálculo del índice BMWP/Col, reflejan de manera efectiva el proceso de autodepuración. Esto subraya la relevancia de estos indicadores biológicos al determinar el estado ecológico de un río que ha experimentado alteraciones debido a la intervención humana. Las fluctuaciones en los valores del índice BMWP/Col a lo largo del tiempo y entre las zonas de margen y centro pueden estar estrechamente relacionadas con la diversidad de sustratos y las dinámicas fluviales en cada estación y periodo de muestreo, factores que influyen en los procesos de colonización por parte de la comunidad.

Parámetros físicos, químicos y autodepuración

La demanda biológica de oxígeno (DBO₅), la conductividad, la concentración de amonio (NH₄⁺), y el dióxido de carbono (CO₂) son indicadores de contaminación causada por la introducción de materia orgánica externa. Esto se refleja también en la disminución del oxígeno disuelto (OD) y el cambio en el pH. En la estación E2, se identificaron vertidos de aguas residuales provenientes de fuentes domésticas, alcantarillado, hospitales y mataderos, lo que afecta la carga orgánica y se evidencia en la acumulación de lodo en los diferentes sustratos del lecho del río. Según Tank et al. (2010), esta acumulación tiene un impacto directo en las comunidades bentónicas, determinando la presencia o ausencia de organismos (Reice, 2006) y sus hábitats (Prat et al., 2009). En relación al oxígeno y al pH, Voulgaropoulos et al. (1987) señalan que son indicadores fiables de la calidad del agua, al igual que la conductividad, amonio y nitritos (Marín, 2006), que reflejan un deterioro ambiental.

A partir de la estación E3, se observa una recuperación gradual de los valores registrados inicialmente en la estación E1. Este proceso se atribuye a factores como la dilución y la turbulencia. En la estación E4, situada a 2,2 km de distancia de la estación E2, se identifica una zona de autodepuración, como ya se demostró con los valores de densidad de macroinvertebrados acuáticos. De acuerdo con Branco (1984), la dilución desempeña una función ecológica al dispersar y disminuir la concentración de compuestos perjudiciales, lo que conlleva a una reducción en la demanda biológica de oxígeno (DBO₅) y a un aumento en la concentración de oxígeno disuelto (OD), tal como se observa en este estudio. Branco (1984) también subraya la relevancia de la turbulencia, definida como la agitación del agua provocada por la velocidad, influencia de los vientos y ciertos rasgos del terreno, ya que facilita un proceso de

oxigenación al mezclar la película saturada de oxígeno con la masa de agua circundante.

Según Tchobanoglous (1991), la presencia de nitritos está vinculada a la contaminación por materia orgánica fecal. El incremento en sus niveles, puede relacionarse con la influencia de aguas residuales y a una mayor presencia de ganadería aguas abajo del punto de la estación E2. Es importante destacar que esta variable no proporciona indicios del proceso de autodepuración y, de acuerdo con Marín (1995), concentraciones inferiores a 0,1 mg/l no suponen una alteración significativa en las condiciones normales del agua. En cuanto al aumento de la temperatura del agua, puede estar correlacionado con la altitud (Machado y Roldán, 1981), cuyos cambios ejercen un papel determinante en la estructura y el funcionamiento de un ecosistema acuático.

De esta manera, el ecosistema lótico evaluado demuestra una notable capacidad de recuperación de sus condiciones naturales, lo cual puede estar ligado a la dinámica fluvial, como lo argumenta Nadal et al. (2014), permitiendo que la carga orgánica contaminante al ingresar a la columna de agua, no supere los umbrales de estabilidad del río, facilitando el proceso de autodepuración.

Conclusiones

Los macroinvertebrados acuáticos indicaron el proceso de autodepuración en el río Cofre, a través de la bioindicación, o identificando algunos organismos afectados o favorecidos por la incidencia de la actividad humana presente en la cabecera municipal de Totoró (estación E2), pero recuperan sus valores de densidad, con una tendencia de similitud a la estación de referencia (estación E1) a 2,2 km del punto de impacto antrópico.

De igual manera, la mayoría de las variables físicas y químicas ilustran el proceso de autodepuración, cuyo comportamiento le da mayor sustento a la zona de recuperación identificada, teniendo en cuenta el tensor que se está evaluando, que en este caso corresponde principalmente a aguas residuales domésticas.

Agradecimientos

A la Universidad del Cauca y al Grupo de Estudio en Recursos Hidrobiológicos Continentales (GERHC), por su apoyo en el préstamo de equipos e instalaciones.

Referencias

- Baird, R. B. 2005. Biochemical Oxygen Demand (BOD). Pp 5000, 5-2 to 5-7. In: Eaton, D. A., Clesceri, L. S., Rice, E. W. and Greenberg, A. E. (Ed.). Standard methods for the examination of water y wastewater, 21 ed. American Public Health Association.
- Barbosa, F. A. R., Padišák, J., Espíndola, E. L. G., Borics, G. y Rocha, O. 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the river Tietê-basin, São Paulo State, Brazil. *Theoretical Reservoir Ecology and Its Applications*, 425-437. Disponible en: <http://real.mtak.hu/3269/1/1014328.pdf>
- Branco, S. 1984. Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales. Monografía No. 28. The General Secretariat of the Organization of American State, São Paulo State, Brazil. 115 pp.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H. y Statzner, B. 2005. Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology*, 51: 425-493. Disponible en: <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Caicedo, O. y Palacio, J. 1998. Los macroinvertebrados bénticos y la contaminación orgánica en la quebrada La Mosca (Guarne, Antioquia, Colombia). *Actualidades Biológicas*, 20(69): 61-73.
- Cairns, J., Albaugh, D. W. y Chanay, M. D. 1968. The Sequential Comparison Index: A Simplified Method for Non-Biologists to Estimate Relative Differences in Biological Diversity in Stream Pollution Studies. *Journal WPCF*, 40(9): 1607-1613.
- Clements, W. H., Cherry, D. S. y Cairns Jr., J. 2009. Impact of Heavy Metals on Insect Communities in Streams: A Comparison of Observational and Experimental Results. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45(11): 2017-2025. Disponible en: <https://doi.org/10.1139/f88-235>
- Domínguez, E. y Fernández, H. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos, sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 654 pp.
- Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M., Hubbard, M. y Nieto, C. 2006. Ephemeroptera of South America. In *Aquatic Biodiversity in Latin America*. Pensoft Publishers, Sofia-Moscow. 640 pp.
- Dresnack, R. y Dobbins, W. E. 1968. Numerical analysis of BOD and DO profiles. *Journa of the Sanitary Engineering Division. J. Sanit. Engng Div., Am. Soc. Cir. Engrs*, 94(SA5): 789-807. Disponible en: <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/JSEDAI.0000891>
- Escobar Nieves, A. 2017. Estudio de las comunidades macrobénticas en el río Manzanares y sus principales afluentes y su relación con la calidad del agua. *Actualidades Biológicas*, 18(65): 45-60. Disponible en: <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.329878>
- Elliott, J. M. y McCafferty, W. P. 2006. *Aquatic Entomology: The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and their Relatives*. The Journal of Animal Ecology, 51(3): 1019-1020. Disponible en: <https://doi.org/10.2307/4023>
- Epler, J. 2001. Identification Manual for the larval Chironomidae (Díptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Tallahassee. 53 pp.
- Giller, P. S. and Malmqvist, B. 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, Oxford. 43 pp.
- Holdridge, L. R. 1967. *Life zone ecology*. Tropical Science Center, San Jose, Costa Rica. 140 pp.
- Hynes, H. B. 1970. *The ecology of running waters*. University of Toronto Press, Toronto. 555 pp.
- Longo, M., Zarnora, H., Guisande, C. y Ramírez, J. J. 2010. Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en la quebrada Potrerillos (Colombia) respuesta a los cambios estacionales de caudal. *Limnetica*, 29(2): 0195-210.

Machado, T. y Roldán, G. 1981. Estudio de las características físico-químicas y biológicas del río Anorí y sus principales afluentes. *Actualid Biol.*, 10 (35): 3-19.

Marín, R. 1995. *Análisis de aguas y ensayos de tratamiento: principios y aplicaciones*. GPE S.A, Barcelona, España. 719 pp.

Marín, R. 2006. *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos: Tratamiento y control de calidad del agua*. Ediciones Díaz de Santos, Madrid, España. 418 pp.

Merrit, R. W., Cummins, K.W. y Berg, M. B. 2008. *An introduction to the aquatic insects of North America*, 4 ed. Kendall, Hunt Publishing Company, Dubuque. 1158 pp.

Tchobanoglous, G. 1991. *Wastewater engineering: Treatment, disposal, and reuse*. McGraw-Hill series in civil and environmental engineering. 1848 pp.

Moreno, Y. M., Ramírez, N. A., Caicedo, O. y Palacio, J. 2010. Dinámica multianual de los macroinvertebrados acuáticos bentónicos en la Quebrada Vegas de la Clara. *Revista de Investigaciones*, 29(2): 201-210.

Muñoz, I. y Prat, N. 1996. Effects of water abstraction and pollution on macroinvertebrate community in a Mediterranean river. *Limnetica*, 12(1): 9-16. Disponible en: <https://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-12-1-p-9.pdf>

Nadal, A., Cossavella, A. y Larrosa, N. 2014. Determinación de la tasa de reaireación y modelación hidrodinámica de un tramo del río Tercero (Ctalamochita). *Revista de La Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 1(1): 49-50.

Oscóz, J., Campos, F. y Escala, M. C. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25(3): 683-692.

Posada G., J. A., Roldán P., G. y Ramírez R., J. J. 2000. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48(1): 59-70. Disponible en: <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/download/18151/18386/>

Prat, N., Toja, J., Solá, C., Burgos, M. D., Plans, M. y Rieradevall, M. 1999. Effect of dumping and cleaning activities on the aquatic ecosystems of the Guadiamar River following a toxic flood. *Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 231-248. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00393-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00393-9)

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de las aguas. Pp 631-651. En: Domínguez, E., Fernández, H. R. (Ed). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 654 pp.

Ramírez R., J. y Roldán P., G. 1989. Contribución al conocimiento limnológico y de los macroinvertebrados acuáticos de algunos ríos de la región del Urabá antioqueño. *Actualidades Biológicas*, 18(66): 113-121.

Reice, S. R. 2006. The Role of Substratum in Benthic Macroinvertebrate Microdistribution and Litter Decomposition in a Woodland Stream. *Ecology*, 61(3): 580-590. Disponible en: <https://doi.org/10.2307/1937424>

Resh, V. H. 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138 (1-3): 131-138. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9749-4>

Roldán Pérez, G. 1996. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo FEN, Bogotá, Colombia. 226 pp.

Roldán G., Posada, J. y Gutiérrez, J. 2001. *Estudio limnológico de los recursos hídricos del Parque de Piedras Blancas*. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Bogotá, Colombia. 81 pp.

Roldán, G. y Ramírez, J. 2008. *Fundamentos de lignología neotropical*, 2 ed. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 421 pp.

Smock, L. A. 1983. The influence of feeding habits on whole-body metal concentrations in aquatic insects. *Freshwater Biology*, 13(4): 301-311. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1983.tb00682.x>

Springer, M., Hanson, P. y Ramírez, A. 2010. Macroinvertebrados de Agua Dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical*, 58(4): 3-198. Disponible en: <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/issue/view/1938>

Streeter, H. W. y Phelps, E. B. 1958. *A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River*. United States Public Health Service, Washington, D.C. 61 pp.

Tank, L. J., Rosi-Marshall, E. J., Griffiths, N. A., Entekyn, S. A. y Stephen, M. L. 2010. A review of allochthonous organic matters dynamics and metabolism in stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 29(1): 118-46. Disponible en: <https://doi.org/10.1899/08-170.1>

Tortorelli, M. C. y Hernández, D. A. 1995. Calidad de agua de un ambiente acuático sometido a efluentes contaminantes. Pp 217-230. En: Lopretto E. y Tell, G. (Ed). *Ecosistemas de aguas continentales, metodología para su estudio*, Tomo I. Ediciones Sur, La Plata, Argentina. 526 pp.

Voulgaropoulos, A., Fytianos, K., Apostolopoulou, A., y Gounaridou, X. 1987. Correlation of some organic pollution factors in water systems in Northern Greece. *Water Research*, 21(3): 253-256. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(87\)90202-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90202-8)

Walteros-Rodríguez, J. M. y Paiba-Alzate, J. E. 2010. Estudio preliminar de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la reserva forestal Torre Cuatro. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 14(1): 137-149.

Zamora-Muñoz, C. y Alba-Tercedor, J. 2006. Bioassessment of Organically Polluted Spanish Rivers, Using a Biotic Index and Multivariate Methods. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(3): 332-352. Disponible en: <https://doi.org/10.2307/1467281>

Zamora González, H. 2007. El Índice BMWP y la Evaluación Biológicas de la Calidad del Agua en los Ecosistemas Acuáticos Epicontinentales Naturales de Colombia. *Revista Unicauca Ciencia*, 4: 47-60.

Úniga de, C. M. C. 1985. Estudio de la ecología del río Cali con énfasis en su fauna bentónica como indicador biológico de calidad. *Rev AINSA*, 8: 63-85.