



CALIDAD ECOLÓGICA Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL RÍO JORDÁN-CHICAMOCHA

Karem Valentina Rodríguez Calvache* , Edith Johana Pinilla Gil  y Luz Nidia Gil Padilla 

Unidad de Ecología en Sistemas Acuáticos-UDESA - Escuela de Biología - Facultad de Ciencias Básicas -
Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia-UPTC

*Autor para correspondencia: karem.roriguez@uptc.edu.co

Fecha de recepción: 14 de febrero de 2024

Fecha de aceptación: 26 de noviembre de 2024

RESUMEN

El río Jordán-Chicamocha, nace en la vereda Runta al sur de Tunja, ha experimentado cambios significativos debido al desarrollo humano, lo que ha llevado a la eutrofización, pérdida de cobertura vegetal y aumento en la frecuencia de inundaciones. Se evaluó la calidad ecológica y los servicios ecosistémicos (SE) en tres tramos del río mediante muestreos in situ de variables fisicoquímicas y análisis de macroinvertebrados bentónicos, identificando 13 familias, con predominancia de Tubificidae y Glossiphoniidae. Estos hallazgos se relacionan con altos niveles de dureza, fosfatos, nitratos y conductividad eléctrica, además de evidencias de degradación física en el cauce y la ribera. Según el Índice Biológico Andino (ABI), la calidad ecológica se clasifica como moderada, pésima y mala. Se realizaron 100 encuestas que indicaron que, a pesar de la provisión de hábitats para fauna y flora y disponibilidad de agua, estos beneficios disminuyen con mayor urbanización y menor calidad ecológica. Las actividades antropogénicas ejercen presión sobre el ecosistema, alterando la composición y distribución de la comunidad evaluada y afectando la calidad ecológica, funciones y servicios del ecosistema acuático.

Palabras Clave: Contaminación, degradación física, macroinvertebrados, urbanización.

ABSTRACT

Ecological quality and ecosystem services in the Jordán-Chicamocha River. The Jordán-Chicamocha River, born in the Runta district south of Tunja, has undergone significant changes due to human development, which has led to eutrophication, loss of vegetation cover, and increased frequency of flooding. The ecological quality and ecosystem services (ES) were evaluated in three sections of the river through in situ

sampling of physicochemical variables and analysis of benthic macroinvertebrates, identifying 13 families, with a predominance of Tubificidae and Glossiphoniidae. These findings are related to high levels of hardness, phosphates, nitrates and electrical conductivity, in addition to evidence of physical degradation in the riverbed and riverbank. According to the Andean Biological Index (ABI), the ecological quality is classified as moderate, very poor, and poor. A total of 100 surveys indicated that, despite the provision of wildlife habitats and water availability, these benefits diminish with increased urbanization and lower ecological quality. Anthropogenic activities exert pressure on the ecosystem, altering the composition and distribution of the evaluated community and affecting the ecological quality, functions and services of the aquatic ecosystem.

Keywords: Macroinvertebrates, pollution, physical degradation, urbanization.

INTRODUCCIÓN

La calidad ecológica se define como una medida integral que evalúa los elementos, la estructura y la función de un ecosistema a lo largo del tiempo y el espacio (De Carvalho et al., 2021). Considerada fundamental para la supervivencia humana y el desarrollo social, la calidad ecológica se analiza mediante descripciones tanto cuantitativas como cualitativas de los atributos positivos o negativos de un ecosistema (Chen et al., 2022). Este análisis busca entender la relación entre los ecosistemas y las actividades humanas, una evaluación oportuna de la calidad ecológica es esencial para la conservación y gestión efectiva de los ecosistemas (Zhu et al., 2021). Los análisis de la calidad del agua de estos sistemas deben basarse en diversas variables físicas y químicas, y su interacción con las comunidades



biológicas que habitan en este tipo de ecosistemas (Acosta et al., 2020; Zhang, et al., 2022). Pueden usarse para medir el grado de degradación para comprender las relaciones entre la urbanización, la capacidad de almacenamiento y de regulación de la red fluvial (Lei et al., 2022).

Los macroinvertebrados acuáticos, son esenciales específicamente en ecosistemas de agua dulce por funciones como la retención y descomposición de materia orgánica, el procesamiento de energía en diferentes niveles tróficos y el reciclaje de nutrientes y minerales (Al et al., 2022). Debido a su importancia y a su sensibilidad a la alteración del hábitat, la contaminación y los cambios provocados por actividades humanas, los macroinvertebrados acuáticos son indicadores clave de la salud y estabilidad de estos ecosistemas (Erasmus et al., 2021; Gál et al., 2019). Por ello, los macroinvertebrados acuáticos se utilizan extensamente en el monitoreo de la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos (Dirisu & El Surtasi, 2021). Los biomonitoreos que se emplean con estos organismos permiten evaluar la variación de la calidad ecológica a lo largo del tiempo (Rosado et al., 2017).

Los ecosistemas lóticos altoandinos albergan una gran biodiversidad, influenciada por factores como la altitud, las características geológicas, las condiciones climáticas y los cambios fisicoquímicos en el agua (Meneses Campo et al., 2019). La interacción de estos factores define la diversidad y abundancia de los organismos acuáticos, lo que, a su vez, determina la salud y la funcionalidad ecológica de los ríos. (Baker & Greenfield, 2019). Sin embargo, en las últimas décadas, ha aumentado la población humana y la urbanización, y con ello la contaminación, como las aguas servidas (domésticas e industriales), lo que contribuye principalmente a la degradación de los ríos (Acosta et al., 2020). Tornando a los ríos con tonalidades oscuras, olores desagradables, alta carga de materia orgánica que los lleva a presentar una mala calidad ecológica, afectando considerablemente las funciones ecológicas del sistema, convirtiéndose en receptores de contaminantes, nutrientes y materia orgánica (Acosta et al., 2020; Chen et al., 2022; De Carvalho et al., 2021; Zhang, et al., 2022).

Además de los componentes bióticos de los sistemas acuáticos, como los macroinvertebrados, los servicios ecosistémicos (SE) son cruciales para una evaluación completa de la calidad ecológica. Los SE, son los productos que ofrecen los ecosistemas beneficiando a su entorno y al ser humano directa o indirectamente (Qiu et al., 2022), se clasifican en servicios de aprovisionamiento, apoyo, regulación y culturales, dentro de estos se encuentran la producción de alimentos, hábitats para la biodiversidad, retención de sedimentos, el suministro de agua y la regulación del clima (Benites, 2007). Se han denominado SE urbanos si se encuentran en zonas urbanas y periurbanas, teniendo en cuenta que

los proveen bosques, humedales, parques, lagos, ríos, zonas verdes en las calles y techos verdes (Gopal, 2016), por ende, su importancia radica en la mitigación de los impactos ambientales y las presiones por el cambio climático, que afectan a las poblaciones dependientes de estos con el fin de mantener ciudades habitables y sostenibles (Lourdes et al., 2022). Estos servicios desempeñan un papel crucial en el bienestar humano al proporcionar productos naturales, ofrecer experiencias culturales vinculadas a los paisajes ecológicos, regular los flujos de materiales y energía, lo que contribuye a mitigar diferentes tipos de desastres naturales, entre otros beneficios (Zhai et al., 2023).

La degradación de los ecosistemas por urbanización, se han evidenciado ampliamente por causa de acciones como obras civiles en las cuencas para la producción de energía, extracción de agua, el riego y la navegación, evitando desbordamientos y deslizamientos (Stoffers et al., 2022). En Colombia, en el departamento de Boyacá nace El río Jordán que junto al llamado río la Vega (Farfaca en lengua Muisca) dan nacimiento al río Chicamocha en la ciudad de Tunja, el primero, ha sido modificado en los últimos 60 años y se ha transformado varias veces por las diferentes inundaciones que ocurren en época de altas precipitaciones (Perico et al., 2019). Por lo anterior, para este artículo evaluamos la calidad ecológica y los servicios ecosistémicos de la subcuenca del río Jordán. Determinamos los impactos ambientales mediante variables físicas y químicas, estimamos la calidad ecológica a través de macroinvertebrados acuáticos y el índice ABI, y establecimos el grado de identificación y priorización de los servicios ecosistémicos según la población rural y urbana del municipio de Tunja relacionados con dicho ecosistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio corresponde a la subcuenca del río Jordán y nace al suroriente del municipio de Tunja, perteneciente a la red hidrológica de la cuenca alta del río Chicamocha. Esta subcuenca cuenta con una longitud de 47.72 km, con un área de 31.800 hectáreas (Perico et al., 2019). Se tomaron tres tramos de muestreo de 20 m lineales en sección longitudinal al cauce en cada uno, el primero se encuentra ubicado cerca al nacimiento del Río Jordán en la vereda Runta abajo (5°28' N y 73°23' W con una altitud de 2872 m. s. n. m), el segundo tramo se ubica dentro la ciudad de Tunja en el barrio Villa Bachue (5,3°1' N y 73°21' W con una altitud de 2792 m. s. n. m) y el tercer tramo se encuentra ubicado después de la unión con el río la Vega formando el comienzo del río Chicamocha entre el barrio los Muiscas y C.C. Green Hills (5°34' N 73°19' W con una altitud de 2704 m. s. n. m) (Fig. 1).

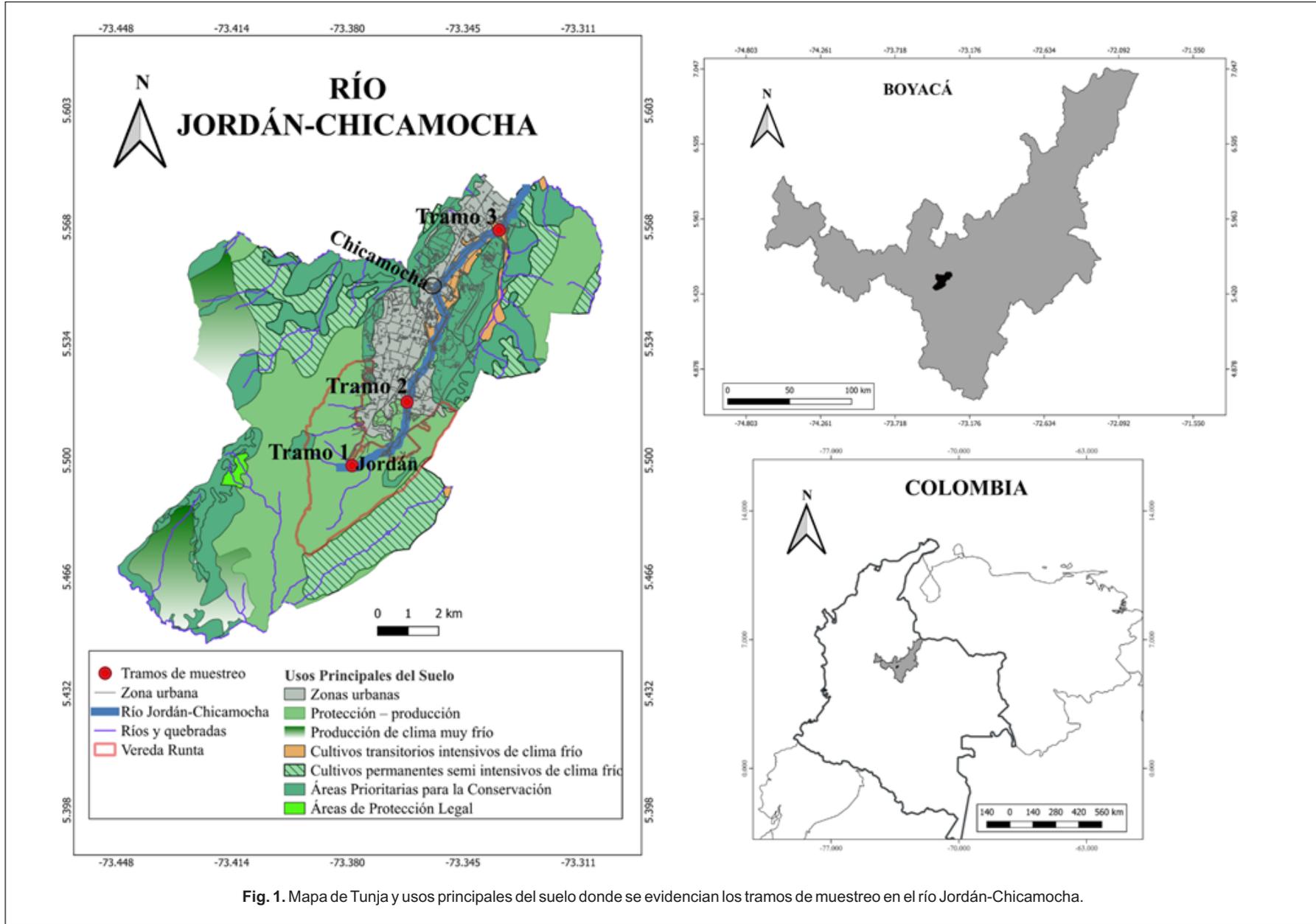


Fig. 1. Mapa de Tunja y usos principales del suelo donde se evidencian los tramos de muestreo en el río Jordán-Chicamocha.



Se realizó el muestreo de variables físicas, químicas y biológicas en el mes de Febrero del 2023, en temporada de bajas precipitaciones, el muestreo se realizó en los 3 tramos mencionados en el área de estudio, un tramo de muestreo por día teniendo en cuenta la misma hora de inicio (7:00 am).

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL TRAMO

Para la primera fase, se realizó una evaluación visual a partir del "Protocolo de evaluación visual de quebradas para Puerto Rico" (Rodríguez & Ramírez, 2018), este protocolo examina diez elementos físicos: turbidez, crecimiento de algas y plantas, condición del canal, alteración del flujo, porcentaje de encrustamiento en el segmento, estabilidad de los bancos, cobertura/sombra, condición de la zona ribereña, disponibilidad de hábitats para especies nativas y presencia de basura.

Cada elemento se califica en una escala de cero a dos, donde cero representa la calificación más baja y dos la más alta. El total de todas las puntuaciones se divide por el número de elementos evaluados para obtener una puntuación promedio. Este promedio, indica el índice general de la quebrada, clasificado en las categorías de baja (0-1.0), regular (1.1-1.4), alta (1.5-1.7) o muy alta (1.8-2.0). Se realizó una descripción detallada con la fecha, hora, orden del río, usos principales del terreno y posibles problemáticas del recurso en el ecosistema de estudio. Además, con un caudalímetro se midió la velocidad (m/s) y profundidad, También se determinó el estado del flujo, clasificándolo como: alto si la vegetación terrestre o las áreas que suelen estar secas están sumergidas; normal si el nivel del agua se encuentra dentro de los niveles típicos de fluctuación de flujo; o bajo si el nivel de agua es significativamente inferior al nivel normal (Rodríguez & Ramírez, 2018).

VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS

Se evaluaron adicionalmente variables físicas y químicas más comunes del agua empleando sondas uniparamétricas y Kits de análisis rápidos Aquamerck se midieron: pH (Handylab pH11/SET), conductividad eléctrica (YSI 30), temperatura, oxígeno disuelto y dureza (Bolaños-Alfaro et al., 2017). Así mismo, se tomaron muestras para el análisis de concentración de nutrientes como nitratos y fosfatos, todas las variables físicas y químicas se realizaron *in situ*, para conocer los valores concretos del momento (Chaquea, 2017).

VARIABLES BIOLÓGICAS DE MACROINVERTEBRADOS

Red de pantalla: Este método consistió en usar una red de más o menos 1 m² con un ojo de malla de 500 µm aproximadamente; la red estaba sujeta a dos mangos de madera, este muestreo fue multihabitat, debido a que se realizó haciendo la colecta en todos los microhábitats existentes en cada uno de los tramos (arena, piedras, guijarros, hojarasca, macrófitas, etc.).

La dirección de muestreo fue río arriba y el material removido se acumuló en la red y con él, los macroinvertebrados que había en los sustratos (Acosta et al., 2009; Samanez Valer et al., 2014) el esfuerzo de muestreo para la variable biológica fue de tres repeticiones minuto/persona por tramo con red de pantalla (Maue & Springer, 2008; Ramírez, 2010).

Índice ABI: Los macroinvertebrados fueron identificados *in situ* hasta el nivel de familia, utilizando una lupa de 30x, una cámara de alta resolución y las claves taxonómicas de Fernández y Domínguez (2001) y Pennak (1978). Los macroinvertebrados fueron recolectados con una red, manteniéndolos a la sombra y en contacto con agua en bandejas para su rápida identificación, porque el tiempo transcurrido entre el muestreo y el análisis debía ser el mínimo posible, pero de forma confiable por el nivel de resolución, luego fueron devueltos a su hábitat original. Se obtuvo un valor de Índice de Biodiversidad Acuática (ABI). Finalmente, se clasificó la calidad ecológica del sistema según las familias encontradas (Acosta et al., 2009; Meneses Campo et al., 2019).

EVALUACIÓN SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Identificación de los actores principales y zonas donde se generan los servicios ecosistémicos: Se llevaron a cabo recorridos por el río Jordán-Chicamocha, para identificar a los actores locales, tanto en la zona urbana como en la rural (vereda Runta Bajo). Se realizaron 100 encuestas: 40 a niños, niñas y adolescentes de 10 a 17 años, y 60 a adultos de 18 a 100 años, seleccionados al azar (Benites, 2007). Las preguntas, tanto abiertas como cerradas, abordaron el tiempo de relación de los participantes con el río, los cambios observados y las causas de los impactos ambientales (como sobreexplotación, degradación y contaminación), así como el conocimiento sobre instituciones dedicadas a la conservación del río y los beneficios recibidos. También se solicitó a los participantes que identificaran los servicios ecosistémicos observados. Este análisis temporal permitió relacionar los beneficios identificados, las zonas que generan servicios y aquellas que se están degradando (Benites, 2007).

RESULTADOS

DESCRIPCIÓN GENERAL DEL TRAMO

El primer tramo de muestreo (río de orden uno; Fig. 2a), presenta como principales usos del suelo ganadería y agricultura. La velocidad promedio del agua es de 0.4 m/s, con un caudal de 0.34 m/s y una profundidad media de 37 cm, caracterizado por un flujo bajo y una turbidez notable que impide la visibilidad del fondo, además de la presencia de macroalgas y plantas flotantes. Se observó que los bancos y áreas ribereñas muestran abundante basura. Según el

Tabla 1. Descripción de los tramos de muestreo. Se observa que el tramo 3 presenta los niveles mas altos de ancho, velocidad y profundidad al contrario del tramo 2, además, el tramo 2 evidencia dos tipos de sustratos y mayor variabilidad respecto a la cobertura vegetal.

	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3
Ancho (m)	2,30	2,03	3,36
Velocidad (m/s)	0,40	0,13	0,30
Profundidad (cm)	37,00	18,00	22,80
Tipo de hábitat	Pozas, rápidos y flujos continuos sin turbulencia.	Pozas, rápidos y flujos continuos sin turbulencia.	Pozas, rápidos y flujos continuos sin turbulencia.
% Sustrato	20 % arcilla, 80 % arena	60 % arena, 10 % guijarro, 10 % piedra y 10 % roca madre o concreto.	10 % arena, 20 % grava, 30 % guijarro, 40 % Piedra.
% Encrustamiento	100 %	60 %	50%
% Cobertura vegetal	10 árboles, 20 % arbustos, 50 % herbáceas, 5 % hojarasca y 15 % descubierto. Dosel cerrado mixto.	10 % arbustos, 70 % herbáceas y 20 %. Dosel abierto.	10 % arbustos, 30 % herbáceas y 60 % descubierto. Dosel abierto.

índice de la quebrada del protocolo visual de Puerto Rico, este tramo se considera regular (puntuación 1.3). El segundo tramo (orden dos; Fig. 2b), presenta residuos líquidos y sólidos, caminos y entradas de aguas residuales. El agua es moderadamente turbia, con macroalgas visibles, y se encuentra canalizada, aunque conserva bancos naturales. En los bancos hay crecimiento de vegetación y acumulación de basura. Este tramo también se clasifica como regular (puntuación 1.16). El tercer tramo, en el río Chicamocha (orden tres; Fig. 2c), muestra residuos

líquidos y sólidos, ganadería, caminos y entradas de aguas residuales. Su velocidad promedio es de 0.3 m/s, con un caudal de 0.23 m/s y una profundidad de 22.8 cm, con flujo bajo y turbidez moderada, además de macroalgas presentes. También está canalizado, tiene bancos estables con basura que afecta el crecimiento de vegetación. Este tramo se considera en severa degradación física (puntuación de 1.0)."

VARIABLES FISICOQUÍMICAS

Tabla 2. Variables fisicoquímicas registradas en el río Jordán-Chicamocha. En el tramo 1, se observan los valores más bajos de pH, conductividad eléctrica, nitratos, fosfatos y dureza. En el tramo 2, se registran los niveles más altos de pH, y oxígeno disuelto bajo. Por su parte, el tramo 3 presenta los índices más altos de conductividad eléctrica, fosfatos y dureza. En general, la temperatura no varía a lo largo de los tres tramos de muestreo.

Nombre del Río	Ubicación	Temperatura (° C)	pH	Oxígeno disuelto (mg/L)	Conductividad (µS/cm)	Nitratos (mg/L)	Fosfatos (mg/L)	Dureza (mg/L)
Jordán	Tramo 1	14,4	5,80	3,00	54,8	8	0,3	1,8
Chicamocha	Tramo 2	14,0	8,48	0,45	375,3	10	0,7	4,6
	Tramo 3	14,0	7,15	3,10	392,9	10	1,5	6,9



Fig. 2. Fotografías de los tramos de muestreo. Tramo uno (a), tramo dos (b) y tramo tres (c).



VARIABLES BIOLÓGICAS DE MACROINVERTEBRADOS

Tabla 3. Familias de macroinvertebrados registrados en el río Jordán-Chicamocha. Dentro de los macroinvertebrados encontramos que en el primer tramo está compuesto por diez familias, el segundo por tres familias y el tercero por cuatro familias. Además, encontramos que las familias Tubificidae y Glossiphoniidae son las únicas que coinciden en los tres tramos muestreados, siendo las más abundantes seguida de la familia Chironomidae, En la clase Bivalvia no fue posible la identificación hasta el nivel de familia.

Phyllum	Clase	Orden	Familia	Abundancias	Ubicación	
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Dugesiidae	3	Tramo 1	
Annelida	Clitellata	Haplotaxida	Tubificidae	8	Tramo 2	
				22	Tramo 3	
				114	Tramo 1	
		Lumbriculida	Lumbriculidae	1	Tramo 1	
		Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	7	Tramo 2	
				44	Tramo 3	
				81	Tramo 3	
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	5		
	Insecta	Odonata	Libellulidae	1	Tramo 1	
			Aeshnidae	1		
		Coleoptera	Gyrinidae	1		
			Diptera	Simuliidae	1	
				Chironomidae	33	
					10	Tramo 3
		Trichoptera	Philopotamidae	4	Tramo 1	
Mollusca	Bivalvia	-	-	1	Tramo 2	
	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	5	Tramo 1	

Tabla 4. Calidad ecológica de cada tramo de muestreo según el índice ABI. Se observa que el tramo 1 presenta el mejor estado ecológico, seguido del tramo 3 y finalmente el tramo 2 con la peor calidad ecológica.

Tramo	Índice ABI	Estado ecológico
1	43	Moderado
2	7	Pésimo
3	12	Malo

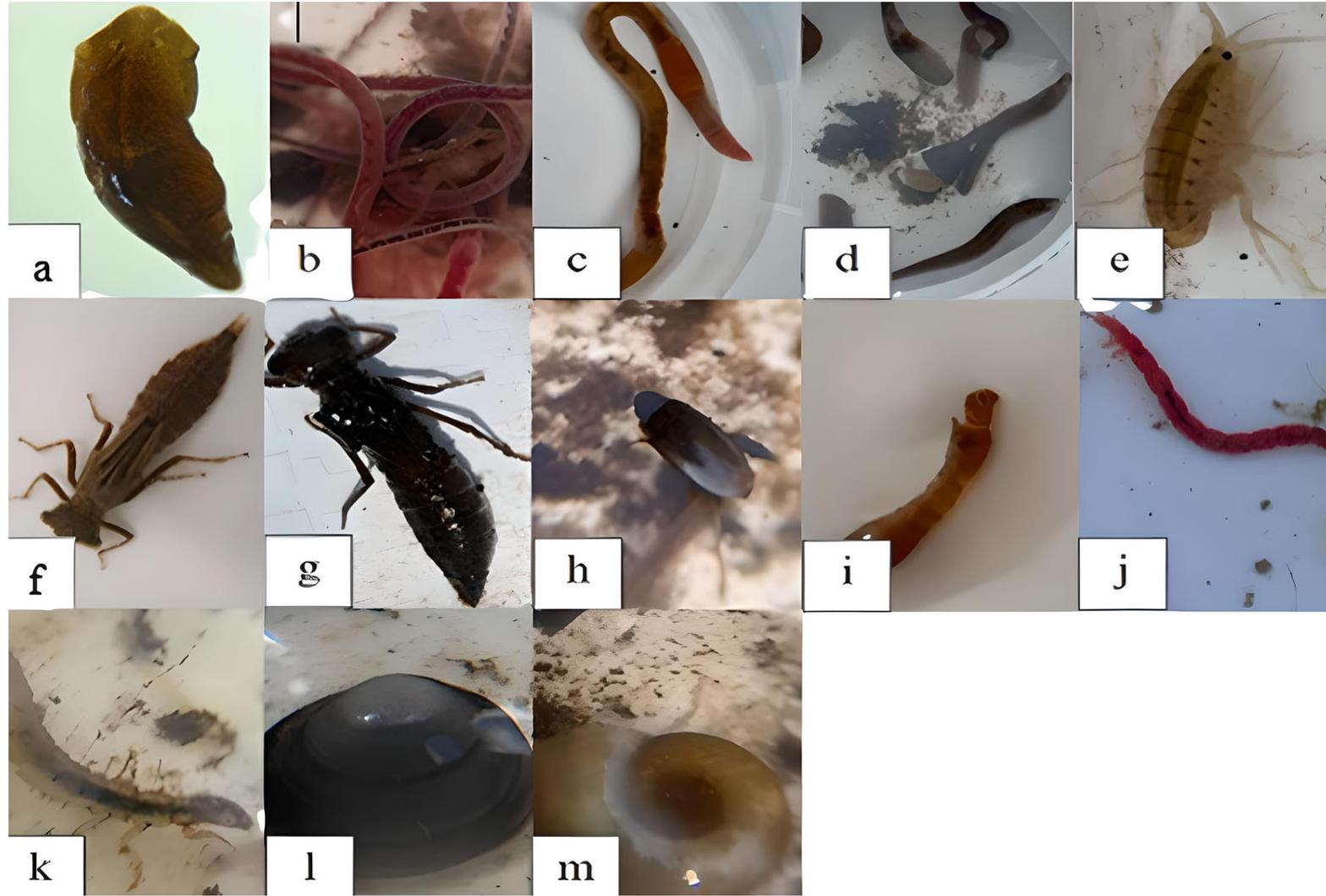


Fig. 3. Familias de macroinvertebrados registradas en el río Jordán-Chicamocha. Dugesiidae (a). Tubificidae (b). Lumbriculidae (c). Glossiphoniidae (d). Hyalellidae (e). Libellulidae (f). Aeshnidae (g). Gyrinidae (h). Simuliidae (i). Chironomidae (j). Philopotamidae (k). Bivalvia (l). Planorbidae (m).

Tabla 5. Porcentaje de Identificación por los encuestados de los SE brindados por el río Jordán-Chicamocha. Super índices "a" y "b" indican modificados de: ^aGómez-Baggethun y de Groot (2007, p. 7-9); ^bGopal (2016, p. 54).

Servicios ecosistémicos		Identificación
Regulación	Disponibilidad del agua para usos consuntivos (domésticos, riego, bebida e industria). ^{ab}	46
	Drenaje e irrigación natural. ^a	59
	Protección frente a tormentas o inundaciones (vegetación ribereña/planicie de inundación). ^{ab}	44
	Mantenimiento de un clima adecuado (moderación del microclima a lo largo del río) ^{ab}	45
	Mantenimiento de la calidad del aire. ^a	44
	Prevención de enfermedades y plagas. ^{ab}	40
Apoyo	Provisión de espacios habitables para la fauna y flora silvestre. ^a	64
	Hábitats adecuados para la reproducción de especies silvestres. ^a	32
Aprovisionamiento	Acuicultura a pequeña escala. ^{ab}	24
	Agricultura de subsistencia a pequeña escala. ^a	48
Culturales	Disfrute paisajístico. ^a	38
	Ecoturismo (recreación y deporte acuático). ^{ab}	25
	Naturaleza como lugar para la educación ambiental. ^a	48
	Usos con fines científicos. ^a	57

EVALUACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (SE)

En la identificación de los actores principales, se encontró que todos han estado relacionados o conocen el río, su edad oscila entre los 13 y 70 años, el nivel educativo más alto alcanzado por los mismos fue un 30 % primaria, 24 % bachillerato, 21 % postgrado, 17 % universitario, 8% técnico/tecnólogo. Teniendo en cuenta su ocupación, se encontró que el 49 % son estudiantes, el 27 % pertenece al sector educativo, 11 % al sector agropecuario, 7 % a seguridad y/o servicio doméstico y 6 % al comercio.

Los encuestados mencionaron que inicialmente el río presentaba aguas cristalinas, habitadas por peces, y era un lugar donde las personas nadaban y lavaban ropa. Con el tiempo, el caudal ha disminuido, y durante las lluvias ocurrían desbordamientos. El área que antes contaba con bosques ha sido mayormente deforestada, lo que ha facilitado la expansión de viviendas, cultivos, represas, ganadería y especies no nativas en la ribera. Los encuestados señalaron que, a pesar de los procesos de limpieza el agua sigue siendo oscura debido a las aguas residuales y los residuos sólidos. El 80.6 % de los participantes considera que la contaminación ambiental es la principal causa de estos cambios, seguida por la pérdida, degradación y fragmentación del hábitat (34.4 %), la sobreexplotación del medio natural (25.8 %) y la introducción de especies invasoras (17.2 %). Asimismo, identificaron los principales problemas socioambientales como la contaminación por basura, aguas residuales, tráfico vehicular y edificaciones, lo que contribuye a la proliferación de vectores. En algunas zonas, se utiliza agua del río para riego sin previo tratamiento, lo que representa un riesgo para la salud.

Las personas encuestadas indicaron que todos los beneficios están en declive, especialmente la disponibilidad de agua para usos consuntivos, la protección contra tormentas e inundaciones, y el disfrute paisajístico. Destacaron la necesidad de priorizar y gestionar los siguientes servicios ecosistémicos: disponibilidad de agua, la naturaleza como espacio para la educación ambiental, y la calidad del aire y del clima, así como la agricultura de subsistencia a pequeña escala. Las encuestas revelaron que las personas consideran que se generan servicios ecosistémicos en las tres zonas: alta (nacimiento del río), media (dentro de la ciudad) y baja (fuera de la ciudad). Sin embargo, el 53% opina que la mayor generación ocurre en la zona alta, mientras que el 61% señala que en la zona media se está reduciendo la prestación de estos servicios.

DISCUSIÓN

El río Jordán-Chicamocha se encuentra afectado por las actividades humanas, la expansión urbana y la degradación del hábitat, lo cual, según Huang et al. (2023) conduce a una reducción en la calidad ecológica. Nuestro estudio demuestra una calidad ecológica moderada, pésima y mala, a lo largo del río. Este hallazgo es consistente con Beyene et al. (2023) quienes mencionan que dichas modificaciones, eliminan la dinámica morfológica del cauce, numerosos hábitats del lecho y las orillas, así como la conectividad de las riberas perdiendo biodiversidad, degradando el paisaje fluvial y anulando el funcionamiento natural del río.

Los resultados corroboran las ideas de Íñiguez-Ayón (2020) y Montilla et al. (2022) quienes sugirieron

que la zona de ribera, constituye un componente fundamental para los ecosistemas acuáticos por su gran importancia ecológica, debido a que genera protección impidiendo la entrada de contaminantes, proporciona sombra, ayudando a regular la temperatura del agua y manteniéndola oxigenada, entre otros. Adicionalmente, las concentraciones de los nutrientes pueden ser causadas por diversos factores. Esta condición igualmente fue registrada por Vagheei et al. (2022), quienes aseguran que la contaminación por nutrientes es uno de los principales contribuyentes a la degradación de los ríos y lo corroboran Pérez et al. (2020) y Fernandes et al. (2021) indican que los niveles altos de conductividad eléctrica son característicos de aportes externos de materia orgánica e iones en solución de fuentes externas al sistema. Esto puede estar asociado a las aguas residuales, las cuales contienen diversos compuestos químicos, como contaminantes emergentes (Lencioni et al., 2020).

Estos contaminantes tienen efectos adversos en el ecosistema, ya que son tóxicos, no biodegradables y tienden a bioacumularse (Alric et al., 2022). Estas características provocan alteraciones en el medio ambiente y afectan la dinámica poblacional (Quesada et al., 2020). Entre las consecuencias más relevantes se incluyen la disminución de la abundancia de macroinvertebrados, la reducción de la riqueza de especies y los cambios en la composición de las comunidades, pasando de taxones sensibles a más tolerantes (Vagheei et al., 2022).

Las familias de macroinvertebrados que más predominan fueron Tubificidae y Glossiphoniidae, una posible explicación para esto podría ser la tolerancia a la contaminación, lo que concuerda con lo descrito por Odume (2020) y Campos et al. (2021), quienes afirman que dichas familias aumentan sus abundancias en respuesta a la contaminación urbana, por lo que, su patrón de distribución es un indicador de contaminación de los ríos urbanos. Otro hallazgo fue que las familias Philopotamidae, Aeshnidae y Libellulidae, estaban en el tramo uno, en donde la calidad ecológica es moderada, esta relación se debe a que familias de los órdenes Trichoptera y Odonata según Odume (2020) se distribuyen en aguas limpias a ligeramente contaminadas, y se asocian a condiciones naturales. En el punto uno también hubo presencia de la familia Lumbriculidae, que se asocia con la vegetación acuática, la eutrofización y la reducción de la claridad del agua (Odume, 2020). En el tramo dos (calidad pésima) se observó un individuo de la clase Bivalvia, que toleran aguas turbias, con materia orgánica, o bajos niveles de oxígeno (Odume, 2020). Por su parte, Lencioni et al. (2020); Terneus-Jácome y Yánez (2018) indicaron que Hyalella y moluscos gasterópodos como la familia Planorbidae se encuentran en aguas con altos contenidos de materia orgánica y carbonato de calcio, a pesar de encontrar bajos niveles de dureza, se evidenció presencia de

materia orgánica en los tres tramos de muestreo.

Según Qiu et al. (2022) los servicios ecosistémicos se relacionan directa o indirectamente con el bienestar humano, es por esto que en la cuenca del río Jordán, uno de los servicios de aprovisionamiento ofrecido es el agua. Sin embargo, Huang et al. (2022) aseguran que la expansión de la tierra edificada y la expansión de la tierra de cultivo, causa una disminución en los bosques y el agua, reduciendo los SE, por lo que en el área de estudio ha sido evidente la reducción en la disponibilidad del agua para usos consuntivos, la protección frente a tormentas y el disfrute paisajístico, pero en general todos SE en mayor o menor proporción.

En base a lo expuesto y siguiendo las recomendaciones de Zhai et al. (2023), es fundamental implementar prácticas de manejo en las áreas agrícolas y urbanas, considerando su impacto negativo en el ecosistema y en la sostenibilidad del río Jordán. Asimismo, se debe priorizar la restauración del ecosistema mediante medidas de gestión del uso de la tierra, que pueden ayudar a revertir la pérdida de servicios ecosistémicos. Se propone establecer zonas de control ecológico en áreas urbanizadas, con supervisión constante para preservar las funciones ecológicas. Esto debe complementarse con limpiezas regulares, planificación de espacios verdes y gestión del agua para recuperar y potenciar los servicios ecosistémicos. En las zonas rurales y periurbanas, es crucial fortalecer la protección de los ecosistemas naturales existentes y compensar los SE consumidos, promoviendo un uso moderado por parte de los habitantes. Para lograr estos objetivos, se requiere una mayor articulación entre autoridades, las instituciones académicas y los líderes comunitarios de los barrios aledaños al río Jordán-Chicamocha, con el fin de establecer procesos de cuidado, recuperación y conservación del ecosistema mediante herramientas como el biomonitorio.

CONCLUSIÓN

En el río Jordán-Chicamocha el principal impacto ambiental es la contaminación del recurso hídrico, debido a las diferentes actividades antropogénicas como la urbanización, obras dentro del canal, la agricultura y la ganadería. Estas disminuyen los valores de oxígeno disuelto y aumentan los valores de conductividad eléctrica, nitratos, fosfatos y dureza. En este estudio determinamos que tres zonas del río Jordán-Chicamocha están en condiciones de calidad ecológica moderada, mala y pésima, siendo evidente la degradación del ecosistema, no solo físicamente (claras señales de severa degradación física en el cauce y en la zona de ribera), sino química y biológicamente, donde las familias de macroinvertebrados acuáticos presentes se ven afectados negativamente en su composición y

distribución. Esto impide la recuperación natural del ecosistema y se sugiere a futuro realizar un estudio enfocado en los distintos estresores antropogénicos como los usos del suelo y fuentes de impacto para entender mejor los efectos particularizados de cada actividad antrópica. Sin embargo, el ecosistema aún brinda servicios ecosistémicos identificados por la población rural y urbana del municipio de Tunja, quienes priorizan la disponibilidad del agua, la naturaleza como lugar para la educación ambiental, así como la agricultura de subsistencia a pequeña escala, por lo que es necesario la preservación de los mismos y la recuperación de las áreas afectadas generando conocimiento y conciencia en la comunidad, a través de la educación ambiental para la verificación y seguimiento de la calidad ecológica de este ecosistema acuático.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia y al Grupo de Investigación Unidad de Ecología en Sistemas Acuáticos (UDESА) por el apoyo a través del desarrollo del proyecto y el préstamo de recursos físicos.

REFERENCIAS

- Acosta, J., González, L., & Cuellar, L.A. (2020). Determinación de microorganismos presentes en el cauce del río Jordán, sector peaje Tuta via Tunja-Paipa. @ *limentech, Ciencia y Tecnología Alimentaria*, 18(1), 5–21. <https://doi.org/10.24054/16927125.v1.n1.2020.4144>
- Acosta, R., Ríos, B.M., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 35–64. <https://doi.org/10.23818/limn.28.04>
- Al, M.A., Akhtar, A., Kamal, A.H.M., AftabUddin, S., Islam, M.S., & Sharifuzzaman, S.M. (2022). Assessment of benthic macroinvertebrates as potential bioindicators of anthropogenic disturbance in southeast Bangladesh coast. *Marine Pollution Bulletin*, 184, 114217. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114217>
- Alric, B., Geffard O., Chaumot, A. (2022). Metal bioavailable contamination engages richness decline, species turnover but unchanged functional diversity of stream macroinvertebrates at the scale of a French region. *Environmental Pollution*. 308, 119565. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119565>.
- Baker, N.J., & Greenfield, R. (2019). Shift happens: Changes to the diversity of riverine aquatic macroinvertebrate communities in response to sewage effluent runoff. *Ecological Indicators*, 102, 813-821. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.021>
- Benites, A. (2007). *Manejo participativo de los recursos naturales basado en la identificación de servicios ecosistémicos en la cuenca del río Otún-Pereira, Colombia*. [Tesis de maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza]. CATIE. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/5315>
- Beyene, A., Abate, M. Sinshaw, B. Belete, A. & Chekole, B. (2023). Anthropogenic amplification of geomorphic processes on fluvial channel morphology, case study in Gilgel Abay river mouth; lake Tana Sub Basin, Ethiopia. *Heliyon*, 9(4). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14390>
- Bolaños-Alfaro, J.D., Cordero-Castro, G., & Segura-Araya, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Revista Tecnología en Marcha*, 30(4), 15-27. <https://doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>
- Campos, C.A., Kennard, M.J., & Júnior, J.F.G. (2021). Diatom and Macroinvertebrate assemblages to inform management of Brazilian savanna's watersheds. *Ecological Indicators*, 128, 107834. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107834>
- Chaquea, M. (2017). *Análisis físico y químico de la calidad del agua*. Bogotá. Ediciones USTA. <https://doi.org/10.15332/li.lib.2017.0003>
- Chen, J.M., Yang, T., Wang, Y., Jiang, H., & He, C. (2022). Effects of ecological restoration on water quality and benthic macroinvertebrates in rural rivers of cold regions: A case study of the Huaide River, Northeast China. *Ecological Indicators*, 142, 109169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109169>
- De Carvalho, A.R., Garcia, F., Riem Galliano, L., Tudesque, L., Albignac, M., Ter Halle, A., & Cucherousset, J. (2021). Urbanization and hydrological conditions drive the spatial and temporal variability of microplastic pollution in the Garonne River. *Science of the Total Environment*, 769, 144479. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144479>
- Dirisu, A., & El Surtasi, E.I. (2021). Bioindicators of lotic and lentic ecosystems in Agbede wetlands (Southern Nigeria), using macroinvertebrate tools. *Scientific African*, 14, e01000. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e01000>
- Erasmus, J.H., Lorenz, A.W., Zimmermann, S., Wepener, V., Sures, B., Smit, N.J., & Malherbe, W. (2021). A diversity and functional approach to evaluate the macroinvertebrate responses to

- multiple stressors in a small subtropical austral river. *Ecological Indicators*, 131, 108206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108206>
- Fernandes, A.C.P., de Oliveira Martins, L.M., Pacheco, F.A.L., & Fernandes, L.F.S. (2021). The consequences for stream water quality of long-term changes in landscape patterns: Implications for land use management and policies, *Land Use Policy*, 109, 105679. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105679>.
- Fernández, H.R., & Domínguez, E. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos (Vol. 1). Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo.
- Gál, B., Szivák, I., Heino, J., & Schmera, D. (2019). The effect of urbanization on freshwater macroinvertebrates—knowledge gaps and future research directions. *Ecological indicators*, 104, 357-364. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.012>
- Gómez-Baggethun, E., & de Groot, R. (2007). Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. *Ecosistemas: Revista Científica Y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*, 16(3), 4-14.
- Gopal, B. (2016). A conceptual framework for environmental flows assessment based on ecosystem services and their economic valuation. *Ecosystem services*, 21, 53-58.
- Gualdrón, L. (2018). Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros físicoquímicos y biológicos. *Dinámica Ambiental*, 1, 83-102. <https://doi.org/10.18041/2590-6704/ambiental.1.2016.4593>
- Huang, Z., Chen, Y., Zheng, Z., & Wu, Z. (2023). Spatiotemporal coupling analysis between human footprint and ecosystem service value in the highly urbanized Pearl River Delta urban Agglomeration, China. *Ecological Indicators*, 148, 110033. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110033>
- Íñiguez-Ayón, Y.P. (2020). La vegetación ribereña y su importancia para las ciudades. Estudio de caso: río Humaya, Culiacán, Sinaloa. *Boletín Científico Sapiens Research*, 10(2), 91-100. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/7711518.pdf>
- Lei, C., Wang, Q., Wang, Y., Han, L., Yuan, J., Yang, L., & Xu, Y. (2022). Spatially non-stationary relationships between urbanization and the characteristics and storage-regulation capacities of river systems in the Tai Lake Plain, China. *Science of The Total Environment*, 824, 153684. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153684>
- Lencioni, V., Bellamoli F., & Paoli, F. (2020). Multi-level effects of emerging contaminants on macroinvertebrates in Alpine streams: From DNA to the ecosystem, *Ecological Indicators*, 117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106660>.
- Lourdes, K.T., Hamel, P., Gibbins, C.N., Sanusi, R., Azhar, B., & Lechner, A.M. (2022). Planning for green infrastructure using multiple urban ecosystem service models and multicriteria analysis. *Landscape and Urban Planning*, 226, 104500. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104500>
- Maue, T., & Springer, M. (2008). Effect of methodology and sampling time on the taxa richness of aquatic macroinvertebrates and subsequent changes in the water quality index from three tropical rivers, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56(4), 257-271. <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i4.27231>
- Meneses, Y., Castro, M., & Jaramillo, A. (2019). Comparación de la calidad del agua en dos ríos altoandinos mediante el uso de los índices BMWP/COL. y ABI. *Acta biológica colombiana*, 24(2), 299-310. <https://doi.org/10.15446/abc.v24n2.70716>
- Montilla, V.B., Márquez, J., Principe, R. (2022). Aquatic macroinvertebrates as bioindicators of the harvest effect on mountain streams afforested with exotic pines, *Limnológica*, 95. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.125988>.
- Odume, O.N. (2020). Searching for urban pollution signature and sensitive macroinvertebrate traits and ecological preferences in a river in the Eastern Cape of South Africa. *Ecological Indicators*, 108, 105759. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105759>
- Pennak, R. (1978). Fresh-water Invertebrates of the United States. Ronald Press Company.
- Perico, N., Caro, C., Acevedo, W., Sánchez, D., Dávila, M., & Arévalo, H. (2019). Zonas de inundación, Ríos Jordán y La Vega, Tunja. *Ingenio Magno*, 10(1), 10-22. <http://revistas.ustatunja.edu.co/index.php/ingeniomagno/article/view/1912>
- Pérez, J., Martínez-Romero, L., Castellanos-Guerrero, L. Mora-Parada, A., Rocha-Gil, Z. (2020). Macroinvertebrados bioindicadores de calidad de agua en sistemas hídricos artificiales del Departamento de Boyacá, Colombia. *Producción + Limpia*, 15 (1), 35–48. <https://doi.org/10.22507/pml.v15n1a3>
- Qiu, J., Yu, D., & Huang, T. (2022). Influential paths of ecosystem services on human well-being in the context of the sustainable development goals. *Science of The Total Environment*, 852, 158443. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158443>
- Quesada-Alvarado, F., Villalobos, G.U., Springer M., & Picado-Barboza J. (2020). Variación estacional

- y características fisicoquímicas e hidrológicas que influyen en los macroinvertebrados acuáticos, en un río tropical. *Revista de Biología Tropical*, 68, (2), 54-67. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44332>
- Ramírez, A. (2010). Capítulo 2: Métodos de recolección. *Revista de Biología Tropical*, 58, 41-50.
- Rodríguez, J.; Pinilla, G., Moncada, L.I.M. (2021). Estructura de la comunidad de dípteros acuáticos en tramos de los cursos altos de los ríos Fucha y Bogotá. *Acta biológica colombiana*, 26(2), 147-159. <https://doi.org/10.15446/abc.v26n2.81916>
- Rodríguez, N., & Ramírez, A. (2018). Protocolo de evaluación visual de quebradas para Puerto Rico. Río Piedras: Universidad de Puerto. DOI, 10(2.1), 4695-2326.
- Roldán, G. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Fondo para la Protección del Medio Ambiente "José Celestino Mutis".
- Rosado, Á.Y., Yanez, Á.B.Y., Zambrano, J.U., Cabezas, D.C.M., Chuez, N.M.G., & Cajas, C.C.T. (2017). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad hídrica en áreas de descargas residuales al río Quevedo, Ecuador. *Ciencia y Tecnología*, 10(1), 27-34. <https://doi.org/10.18779/cyt.v10i1.196>
- Samanez Valer, I., Rimarachín Ching, V., Palma Gonzales, C., Arana Maestre, J., Ortega Torres, H., Correa Roldán, V., & Hidalgo Del Águila, M. (2014). *Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú*. Ministerio del Ambiente.
- Stein, H., Springer, M., & Kohlmann, B. (2008). Comparison of two sampling methods for biomonitoring using aquatic macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. *Ecological engineering*, 34(4), 267-275. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.06.010>
- Stoffers, T., Buijse, A.D., Geerling, G.W., Jans, L.H., Schoor, M.M., Poos, J.J., ... & Nagelkerke, L.A.J. (2022). Freshwater fish biodiversity restoration in floodplain rivers requires connectivity and habitat heterogeneity at multiple spatial scales. *Science of The Total Environment*, 838, 156509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156509>
- Terneus-Jácome, E., & Yáñez, P. (2018). Principios fundamentales en torno a la calidad del agua, el uso de bioindicadores acuáticos y la restauración ecológica fluvial en Ecuador. *La granja. Revista de Ciencias de la Vida*, 27(1), 36-50. <https://doi.org/10.17163/lgr.n27.2018.03>
- Vagheei, H., Laini A., Vezza P., Palau-Salvador, G., & Boano, F. (2022). Ecohydrologic modeling using nitrate, ammonium, phosphorus, and macroinvertebrates as aquatic ecosystem health indicators of Albaida Valley (Spain), *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 42, 101155. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101155>.
- Wiggins, G.B. (1996). Larvae of the North American caddisfly genera (Trichoptera). *University of Toronto Press*.
- Zhai, T., Chang, M., Ma, Y., Huang, L., & Li, L. (2023). Exploring the changes and driving mechanisms in the production-transport-consumption process of ecosystem services flow in the Yellow River Basin under the background of policy changes, *Ecological Indicators*, 151, 110316, ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110316>.
- Zhang, L., Sun, Q., Dou, Q., Lan, S., Peng, Y., & Yang, J. (2022). The molecular characteristics of dissolved organic matter in urbanized river sediments and their environmental impact under the action of microorganisms. *Science of The Total Environment*, 827, 154289. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154289>
- Zhu, Q., Guo, J., Guo, X., Chen, L., Han, Y., & Liu, S. (2021). Relationship between ecological quality and ecosystem services in a red soil hilly watershed in southern China. *Ecological Indicators*, 121, 107119. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107119>

Editores de Sección:

Natalia Vargas López, Marina Tagliaferro,
Jeymmy Milena Walteros-Rodríguez