



UNIVERSIDAD TÉCNICA DE MACHALA
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS

MAESTRÍA EN:

RECURSOS NATURALES RENOVABLES CON MENCIÓN EN MANEJO Y
PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES

TEMA:

INFLUENCIA DE TRIBUTARIOS (AFLUENTES) EN LA CALIDAD HÍDRICA DE LOS
RÍOS DE MONTAÑA.

AUTORA:

ING. CAROLINA ELIZABETH PLAZA TRUJILLO

TUTOR:

DR. DIEGO JOSÉ VIMOS LOJANO

Machala
2025

DEDICATORIA

A mis padres, por el esfuerzo, amor y apoyo incondicional, gracias por guiarme y cuidarme.
Cada logro en mi vida se los debo a ustedes.

A mis hermanos, por siempre estar conmigo, gracias por la paciencia, el cariño y las enseñanzas.
Son mi ejemplo.

A mis abuelos, por motivarme y sostenerme, gracias por estar orgullosos siempre.

A Jonathan y Ramón, por acompañarme y apoyarme, gracias por enseñarme a ser valiente.

AGRADECIMIENTOS

Mi más sincero agradecimiento al Dr. Diego José Vimos Lojano, por compartir su amplio conocimiento y tiempo para el desarrollo de este trabajo de titulación. Agradezco toda la ayuda brindada y la paciencia.

De la misma manera, quiero dar las gracias al Blgo. Jonathan Aguirre Pesantez por su acompañamiento y apoyo en este aprendizaje.

RESPONSABILIDAD DE AUTORÍA

Yo, Carolina Elizabeth Plaza Trujillo con C.I. 0105381362, declaro que el trabajo de "INFLUENCIA DE TRIBUTARIOS (AFLUENTES) EN LA CALIDAD HÍDRICA LOS RÍOS DE MONTAÑA", en opción al título de Magister en RECURSOS NATURALES RENOVABLES CON MENCIÓN EN MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES, es original y auténtico; cuyo contenido: conceptos, definiciones, datos empíricos, criterios, comentarios y resultados son de mi exclusiva responsabilidad.



CAROLINA ELIZABETH PLAZA TRUJILLO

C.I.: 0105381362

Machala, 2025/agosto/01

REPORTE DE SIMILITUD



CERTIFICADO DE ANÁLISIS
magister

Plaza Trujillo_Trabajo de titulación compilatio

6%
Textos
sos pechosos



< 1% Similitudes
0% similitudes entre
comillas
0% entre las fuentes
mencionadas
6% Idiomas no reconocidos

Nombre del documento: Plaza Trujillo_Trabajo de titulación
compilatio.docx
ID del documento: Odd8327d6990ada81851fe13918577835bb3ff05
Tamaño del documento original: 2,13 MB

Depositante: Rodríguez Delgado Irán
Fecha de depósito: 30/7/2025
Tipo de carga: Interface
fecha de fin de análisis: 30/7/2025

Número de palabras: 12.452
Número de caracteres: 81.169

Ubicación de las similitudes en el documento:



Fuentes con similitudes fortuitas

N°	Descripciones	Similitudes	Ubicaciones	Datos adicionales
1	dspace.ucuenca.edu.ec https://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstreams/b7cf56ca-cdfb-4160-b8fc-b586ee211980/download	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)
2	dspace.ups.edu.ec La importancia de ordenar las subcuencas hídricas y regular... http://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/22525/1/UPS-CT009752.pdf	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)
3	dspace.ucuenca.edu.ec Caracterización de la precipitación espacial en las cuen... http://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/31522/3/Trabajo de titulación.pdf.txt	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (12 palabras)
4	repositorio.utmachala.edu.ec Determinación del estado ecológico de la quebr... http://repositorio.utmachala.edu.ec/handle/48000/12383	< 1%		Palabras idénticas: < 1% (10 palabras)

CERTIFICACIÓN DEL TUTOR

Yo, Diego José Vimos Lojano con número de cédula 0103110185; tutor del trabajo de titulación "INFLUENCIA DE TRIBUTARIOS (AFLUENTES) EN LA CALIDAD HÍDRICA LOS RÍOS DE MONTAÑA", en opción al título de Magister en RECURSOS NATURALES RENOVABLES CON MENCIÓN EN MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES, declaro que el trabajo ha sido revisado, y está enmarcado en los procedimientos científicos, técnicos, metodológicos y administrativos establecidos por la Dirección de Posgrado de la Universidad Técnica de Machala (UTMACH), razón por la cual doy fe de los méritos suficientes para que sea presentado a evaluación.

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'D. J. Vimos Lojano', with a large, stylized loop at the end.

DIEGO JOSÉ VIMOS LOJANO

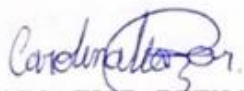
C.I.: 0103110185

Machala, 2025/agosto/01

CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR

Yo, Carolina Elizabeth Plaza Trujillo con C.I. 0105381362, autor del trabajo de titulación "INFLUENCIA DE TRIBUTARIOS (AFLUENTES) EN LA CALIDAD HÍDRICA LOS RÍOS DE MONTAÑA", en opción al título de Magister en RECURSOS NATURALES RENOVABLES CON MENCIÓN EN MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES, declaro bajo juramento que:

- El trabajo aquí descrito es de mi autoría, que no ha sido presentado previamente para ningún grado o calificación profesional. En consecuencia, asumo la responsabilidad frente a cualquier reclamo o demanda por parte de terceros de manera exclusiva.
- Cede a la Universidad Técnica de Machala de forma exclusiva con referencia a la obra en formato digital los derechos de:
 - a. Incorporar la mencionada obra en el repositorio institucional para su demostración a nivel mundial, respetando lo establecido por la Licencia *Creative Commons Attribution-NoCommercial* – Compartir Igual 4.0 Internacional (CC BY NCSA 4.0); la Ley de Propiedad Intelectual del Estado Ecuatoriano y el Reglamento Institucional.
 - b. Adecuarla a cualquier formato o tecnología de uso en INTERNET, así como correspondiéndome como Autora la responsabilidad de velar por dichas adaptaciones con la finalidad de que no se desnaturalice el contenido o sentido de la misma.



CAROLINA ELIZABETH PLAZA TRUJILLO

C.I.: 0105381362

Machala, 2025/agosto/01

RESUMEN

Los ríos de montaña sustentan la biodiversidad global y constituyen una fuente de abastecimiento de agua para consumo, riego y otros servicios. La funcionalidad de estos ecosistemas se ven afectados por el crecimiento poblacional de las áreas urbanas, especialmente por la generación de desechos que ingresan a las fuentes de agua causando una disminución de la calidad fisicoquímica, biológica, y la capacidad de autodepuración. Para reducir este riesgo, la ciudad de Cuenca cuenta con una planta de tratamiento de agua residual (PTAR) e interceptores marginales en los ríos, pero aún el 5% de aguas contaminadas son vertidas en cuerpos receptores, por lo que, este estudio tuvo como objetivo determinar la influencia de tributarios expuestos a diferentes niveles de contaminación en la calidad fisicoquímica y biológica de ríos principales de alta montaña. En 15 estaciones de monitoreo distribuidas en tres zonas de las subcuencas de los ríos Tomebamba y Yanuncay se registraron variables ambientales y se recolectaron seis muestras de macroinvertebrados por estación. Los análisis multivariados determinaron una disminución progresiva de las condiciones ecológicas en los tributarios y el cauce principal, este resultado estuvo relacionado con la distribución y sensibilidad a la contaminación de los macroinvertebrados. Los taxones más sensibles se relacionaron a zonas menos contaminadas, con mayor concentración de oxígeno disuelto (OD) y menor conductividad eléctrica (CE) y turbiedad (Turb); mientras que los taxones con un rango de tolerancia mayor se presentaron en zonas con carga contaminante más alta. Además, el análisis de regresión lineal permitió evidenciar la ausencia de procesos de recuperación. Para concluir, este estudio mostró un deterioro progresivo de la calidad del agua desde la zona alta a la baja con pérdida de especies sensibles y aumento de organismos tolerantes a la contaminación. Este cambio se relaciona con variaciones de los parámetros fisicoquímicos y un estrés ambiental continuo.

PALABRAS CLAVES: Ríos de montaña, tributarios, variables ambientales, indicadores biológicos, macroinvertebrados, recuperación.

ABSTRACT

Mountain rivers sustain global biodiversity and providing several serve as vital sources of water for domestic use, irrigation, and other ecosystem services. However, the functionality of these ecosystems is compromised by population growth in urban areas, particularly due to waste discharges into water bodies, which result in a decline in physicochemical and biological quality as well as self-purification capacity. In the Cuenca city operates a wastewater treatment plant (WWTP) and marginal interceptors along its rivers have been implemented; nevertheless, approximately 5% of untreated wastewater continues to be discharged into receiving water bodies. This study aimed to determine the influence of tributaries exposed to varying levels of contamination on the physicochemical and biological quality of high Andean rivers. Fifteen monitoring stations were distributed in three zones of the Tomebamba and Yanuncay river sub-basins. At each station environmental variables were recorded, and six macroinvertebrate samples were collected to asses water quality. Multivariate analyses revealed a progressive decline of ecological conditions in both tributaries and the main river channel. This trend was associated with the distribution and pollution sensitivity of macroinvertebrate taxa. More sensitive taxa were associated with less polluted areas characterized by higher dissolved oxygen (DO) concentrations and lower electrical conductivity (EC) and turbidity (Turb), whereas more tolerant taxa occurred in zones with higher pollutant loads. Furthermore, linear regression analysis showed the absence of ecological recovery processes. In conclusion, this study demonstrated a progressive decline in water quality from the upper to the lower zones, marked by the loss of sensitive species and an increase in pollution-tolerant organisms. These changes are driven by variations in physicochemical parameters and susteined environmental stress.

KEYWORDS: Mountain rivers, tributaries, environmental variables, biological indicators, macroinvertebrates recovery.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA	II
AGRADECIMIENTOS	III
RESPONSABILIDAD DE AUTORÍA	IV
REPORTE DE SIMILITUD URKUND/TURNITIN	V
CERTIFICACIÓN DEL TUTOR	VI
CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR	VII
RESUMEN	VII
ABSTRACT	IX
CAPÍTULO I	1
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Hipótesis general	3
1.1.1. Hipótesis nula	3
1.1.2. Hipótesis alterna	3
1.2. Objetivos	3
1.2.1. Objetivo general	3
1.2.2. Objetivos específicos	3
CAPÍTULO II	4
2. MARCO TEÓRICO	4
2.1. Ríos de montaña	4
2.1.1. Importancia ecológica y funcional	4
2.1.2. Teoría Río Continuo (RCC) y tributarios	5
2.2. Calidad hídrica	5
2.2.1. Parámetros fisicoquímicos	6
2.2.2. Indicadores biológicos y comunidades acuáticas	7
2.3. Contaminación en ríos de montaña	9
2.4. Resiliencia y recuperación de las comunidades biológicas	10
3. MATERIALES Y MÉTODOS	11
3.1. Área de estudio	11
3.2. Metodología	12
3.2.1. Monitoreo abiótico	13

3.2.2. Monitoreo biótico.....	13
3.2.3. Pretratamiento de datos.....	14
3.3. Análisis estadístico.....	15
CAPITULO III.....	19
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	19
4.1. Gradiente de la calidad ambiental y biológica del agua por quebradas con diferente grado de contaminación.....	19
4.1.1. Gradiente de calidad ambiental.....	19
4.1.2. Gradiente de calidad biológica.....	25
4.2. Principales variables fisicoquímicas que afectan en la composición y estructura de las comunidades bentónicas.....	33
4.3. Capacidad de recuperación de las comunidades bentónicas	35
CAPITULO IV.....	38
5. CONCLUSIONES	38
6. RECOMENDACIONES.....	39
7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	41
ANEXOS	i
Anexo A. Coordenadas de las estaciones de muestreo clasificadas por área de estudio y sistema de coordenadas: WGS84 UTM Zona 17S.	ii
Anexo B. Resumen de los resultados obtenidos en el Análisis de Componentes Principales (ACP).	iii
Anexo C. Variables ambientales registradas en los puntos de muestreo AT, T y DT de la zona alta, medio y baja.	i
Anexo D. Tabla resumen de los resultados del Análisis de Redundancia (RDA).	i
Anexo E. Tabla resumen de coeficientes de determinación (R^2) y valores p obtenidos de la aplicación de regresión lineal simple.	ii

LISTA DE ILUSTRACIONES

Figura 1. Ubicación de las estaciones de monitoreo en a) las subcuencas de los ríos Tomebamba y Yanuncay, en las zonas b) alta, c) media y d) baja. Sistema de coordenadas: WGS84 UTM Zona 17S.	12
Figura 2. Análisis de Componentes Principales (ACP) para la exploración de las variables ambientales que influyen en la distribución de los sitios. Tem = temperatura del agua, CE = conductividad eléctrica, pH = Potencial de Hidrógeno, OD = Oxígeno disuelto, Turb = Turbiedad, Caud = Caudal.....	21
Figura 3. Comparación de variables ambientales estandarizadas (z-score) entre las estaciones de monitoreo antes del tributario (AT= sección celeste), tributario (T= sección amarilla) y después del tributario (DT= sección roja) de zonas alta (a), media (b) y baja (c), mediante un gráfico de radar. Tem = temperatura del agua, CE = conductividad eléctrica, pH = Potencial de Hidrógeno, OD = Oxígeno disuelto, %OD = saturación de oxígeno, TDS = Sólidos totales disueltos, Turb = Turbiedad, Caud = Caudal.	22
Figura 4. Escalado Multidimensional No Métrico (nMDS) de las similitudes de Bray-Curtis de los ensamblajes de macroinvertebrados (transformación log (x+1)) de las estaciones de monitoreo 100 metros antes del tributario (AT) y tributario (T) de la zona alta, media y baja. Valor de estrés: 0.10.....	25
Figura 5. Escalado Multidimensional No Métrico (nMDS) de las similitudes de Bray-Curtis de los ensamblajes de macroinvertebrados (transformación log (x+1)) de las estaciones de monitoreo 100 metros antes del tributario (AT) y 100 metros después del tributario (DT) de la zona alta, media y baja. Valor de estrés: 0.09.	30
Figura 6. Análisis de Redundancia (RDA) de las comunidades de macroinvertebrados en las 90 submuestras realizadas. CE = conductividad eléctrica, pH = Potencial de Hidrógeno, OD = Oxígeno disuelto, Turb = Turbiedad, Caud = Caudal.	34
Figura 7. Regresión lineal simple para métricas significativas ($p < 0.05$) de la comunidad de macrobentos en función a las estaciones DT (100 metros), DT5 (500 metros) y DT10 (1000 metros). Zona alta (valores registrados = puntos azules; regresión lineal simple = línea continua azul), zona media (valores registrados = puntos amarillos; regresión lineal simple = línea continua amarilla), zona baja (valores registrados = puntos rojos; regresión lineal simple = línea continua roja).	36

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de calidad fisicoquímica del agua según valores del ICA-NSF	15
Tabla 2. Correlación de Spearman para las variables ambientales registradas en las 15 estaciones de monitoreo de las zonas alta, media y baja. Tem = temperatura del agua, CE = conductividad eléctrica, pH = Potencial de Hidrógeno, OD = Oxígeno disuelto, %OD = saturación de oxígeno, TDS = Sólidos totales disueltos, Turb = Turbiedad, Caud = Caudal.	19
Tabla 3. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y tributario (T) de la zona alta, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón.....	27
Tabla 4. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y tributario (T) de la zona media, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón.....	28
Tabla 5. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y tributario (T) de la zona baja, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón	29
Tabla 6. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y 100 metros después del tributario (DT) de la zona alta, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón.....	31
Tabla 7. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y 100 metros después del tributario (DT) de la zona media, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón	32
Tabla 8. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y 100 metros después del tributario (DT) de la zona baja, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón.....	33

CAPÍTULO I

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de agua dulce son recursos esenciales que proporcionan servicios ecosistémicos importantes para el hombre y el funcionamiento del 7% de la biodiversidad global (Dudgeon et al., 2006; Kumari & Sarika, 2022; Reid et al., 2019). Estos sistemas dulceacuícolas están conformados por quebradas, ríos, zonas ribereñas, lagos y humedales, los cuales presentan un continuo deterioro por la sobreexplotación, la contaminación por el cambio de uso de suelo, las descargas de aguas residuales de fuentes puntuales y/o difusas, y cada vez con mayor relevancia el cambio climático (Correa-Araneda et al., 2010; Duskocil, 2020).

Específicamente la liberación continua de aguas residuales en los cuerpos de agua (ríos, arroyos y quebradas) de las zonas periurbanas y urbanas provoca un desequilibrio en los ecosistemas acuáticos con la pérdida de la capacidad de resiliencia, y el declive de los organismos de agua dulce sumado a un problema en la salud pública (Gómez-Duarte, 2018; Kumari & Sarika, 2022; Valencia et al., 2007; Velázquez et al., 2022). Entre los principales contaminantes identificados con mayor frecuencia en los cuerpos de agua están los microorganismos patógenos, desechos orgánicos y sustancias químicas (Rodríguez, 2009). La dispersión y degradación de estos contaminantes está determinada por sus propiedades físicas y su reactividad química, pudiendo tener una vida media de varios años o algunas horas (Keb et al., 2022).

En América del Sur, la descarga de aguas residuales a los cuerpos de agua representa un problema significativo en el deterioro de calidad fisicoquímica y microbiológica (Sáez-Huamán et al., 2022). En los países que conforman esta región, se estima que al menos el 60% de las aguas residuales son vertidas a cuerpos receptores sin un tratamiento adecuado (De la Peña et al., 2022). Actualmente varios países disponen de agencias reguladoras y reformas para garantizar el derecho al agua limpia (Mahlknecht, 2013); no obstante, la alta inversión para la construcción y operación de sistemas de recolección y tratamiento limita a los municipios y gobiernos a utilizar a las quebradas como botaderos (Larios et al., 2015; Peña et al., 2018; Polania Janzasoy & Calderón-Vallejo, 2018).

Este problema adquiere una dimensión aún más crítica en la región Andina, ya que los ecosistemas acuáticos de montaña albergan una alta biodiversidad, frágil y crítica (Gallegos-Sánchez et al.,

2022) en donde debido al crecimiento demográfico, la expansión agrícola y las diferentes actividades antropogénicas (fuentes de contaminación orgánica e inorgánica) afectan negativamente a las comunidades con la disminución de la biodiversidad (Jacobsen, 1998; Jerves-Cobo et al., 2018). Sin embargo, las aguas contaminadas al llegar a los ríos pueden degradarse o neutralizarse gracias al flujo constante y a las características hidromorfológicas de los ecosistemas de alta montaña; aunque ciertas sustancias polutantes pueden permanecer y estresar a las comunidades bióticas, las cuales juegan un papel fundamental en reciclaje de nutrientes y en la cadena trófica (Rivera-Usme et al., 2013).

Para reducir el impacto negativo de las descargas de aguas residuales directas a los sistemas fluviales, 160 Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales del Ecuador (GADM) cuentan con plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) (Terán & Cando, 2024). No obstante, en ciudades Andinas como Quito con una población urbana y rural de 2.7 millones de habitantes, tan solo el 2% del volumen de descargas recibidas se tratan adecuadamente, y el porcentaje restante es vertido sobre quebradas urbanas, llegando a presentar características fisicoquímicas similares al agua vertida (Guerrero-Latorre et al., 2018; INEC, 2022; Ríos-Touma et al., 2022).

Un panorama ligeramente similar sucede en la región Austral, en la ciudad de Cuenca; pese a que es reconocida por la gestión de gran parte de las aguas residuales (88% - 95%) con un sistema de interceptores marginales en los ríos y una planta de tratamiento en funcionamiento desde 1998 (Alcaldía de Cuenca, 2017; Pauta et al., 2019), en la actualidad no cubre la totalidad del área de la parroquia urbana. Se calcula que al menos el 5% de descargas domésticas en la ciudad de Cuenca desembocan en quebradas o afluentes que conectan con los cauces principales (ETAPA EP, 2023; Pauta et al., 2019) y causan una alteración de los ecosistemas acuáticos de la ciudad y la salud ecosistémica; por ende, afectan el mantenimiento de procesos biogeoquímicos importantes para el equilibrio biológico y la capacidad de autodepuración (Jerves-Cobo et al., 2018).

Mantener la salud hídrica de los ríos principales de la ciudad de Cuenca es fundamental para el bienestar y desarrollo de la población. Además, de constituir un símbolo del patrimonio natural, estos ríos sostienen actividades de importancia nacional, como el funcionamiento de centrales hidroeléctricas, lo que requiere un manejo adecuado, tanto en las zonas de recarga hídrica como en sistemas fluviales urbanos (Dorskocil, 2020). En este contexto, el presente estudio busca determinar la influencia que tienen los aportes de tributarios con diferente grado de contaminación

en la calidad de ambiental y biológica del agua con el fin de comprender la dinámica de los procesos de alteración ambiental y la capacidad de resiliencia de los cuerpos de agua.

1.1. Hipótesis general

Los tributarios expuestos a distinto grado de presión antrópica o contaminación afectan significativamente en la calidad fisicoquímica y biológica de los ríos principales de alta montaña, generando un gradiente de contaminación que degrada las condiciones naturales de los sistemas fluviales y su capacidad de recuperación.

1.1.1. Hipótesis nula

El grado de contaminación de los tributarios o quebradas ubicados en las zonas periurbanas y urbanas son determinantes en la calidad fisicoquímica y biológica de sus ríos receptores.

1.1.2. Hipótesis alterna

El grado de contaminación de los tributarios ubicados en las zonas periurbanas y urbanas no influyen en la calidad fisicoquímica y biológica de sus ríos receptores.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

- Determinar la influencia de tributarios expuestos a diferentes niveles de contaminación en la calidad fisicoquímica y biológica de ríos principales de alta montaña.

1.2.2. Objetivos específicos

- Establecer el gradiente de variación de la calidad fisicoquímica y biológica del agua ocasionada por aportes de quebradas con diferente grado de contaminación.
- Identificar las principales variables fisicoquímicas que afectan en la composición y estructura de las comunidades bentónicas luego de los aportes de quebradas con diferente grado de contaminación.
- Estimar la capacidad de recuperación de las comunidades bentónicas frente a la influencia de tributarios con diferente gradiente de contaminación.

CAPÍTULO II

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Ríos de montaña

Las regiones montañosas se encuentran ampliamente distribuidas por todos los continentes e islas del planeta, cubriendo aproximadamente el 22% del territorio terrestre total (Bridges, 1990; FAO, 2015). Los entornos de montaña dan origen y albergan diferentes sistemas fluviales, como los ríos de montaña, que cumplen el rol de conectores entre tierras altas y bajas (Brown & Pasternack, 2014). Estos cursos de agua se caracterizan por presentar lechos compuestos por gravas y bloques, flujos turbulentos y pendientes mayores a 0.002 m/m en la mayor parte de sus tramos; no obstante, estas propiedades varían de acuerdo con las condiciones regionales en las que se encuentren (Wohl, 2013; Zogaris et al., 2021).

En las regiones tropicales, los ríos de montaña son ecosistemas lóticos de agua dulce que se extienden entre latitudes de 23.5° norte y sur del ecuador (Encalada et al., 2019). Se caracterizan por presentar una alta biodiversidad y endemismo, asociados a gradientes ambientales pronunciados, elevada heterogeneidad de hábitats y alta variabilidad de regímenes de caudal. A causa de la naturaleza compleja de este ecosistema es vulnerable a alteraciones de origen natural o antrópico (Encalada et al., 2019; Zogaris et al., 2021)

2.1.1. Importancia ecológica y funcional

Los ríos tropicales de montaña participan en el movimiento y transporte de sedimentos y nutrientes esenciales para el mantenimiento de la fertilidad del suelo, riberas, geomorfología del cauce y productividad acuática (Forsberg et al., 2017). El movimiento y transporte regular de sedimentos mantiene las características físicas del cauce contribuyendo al sostenimiento de los hábitats acuáticos, lo que sumado a las características ambientales de las regiones tropicales permiten a las especies presentar adaptaciones fisiológicas específicas que favorecen al endemismo y la diversidad biológica (Encalada et al., 2019; Zogaris et al., 2021).

El equilibrio ecológico derivado de la dinámica y conectividad hidrológica de los ríos tropicales de montaña permite sustentar diversos servicios ecosistémicos. Estos incluyen al abastecimiento de agua y alimento (provisión), el control de inundaciones y la regulación del clima local, el

mantenimiento de las cadenas tróficas, y el reciclaje de nutrientes (soporte), así también se tiene beneficios recreativos para los asentamientos humanos (culturales) (Wohl, 2018). En este contexto, los múltiples servicios y funciones ecológicas de los diferentes sistemas fluviales son vitales para la biodiversidad y el bienestar humano, motivo por el cual requieren un manejo y gestión adecuado (Kumari & Sarika, 2022).

2.1.2. Teoría Río Continuo (RCC) y tributarios

Según Vannote et al. (1980), considerando la teoría del equilibrio energético, establece que un río es un sistema dinámico el cual presenta un gradiente continuo y predecible de variables fisicoquímicas desde su nacimiento hasta su desembocadura. Las partes altas de los ríos generalmente presentan aguas bien oxigenadas con baja turbiedad, conductividad y nutrientes; sin embargo, mientras se desciende a las partes bajas y desembocadura, el cuerpo de agua aumenta su temperatura, nutrientes, conductividad y la concentración de oxígeno disminuye (Roldán-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008). Esta variación genera una respuesta predecible en las comunidades lólicas evidenciando como los diferentes taxones se adaptan a las condiciones predominantes de cada segmento. De ahí que los tributarios o afluentes son cursos de agua de bajo orden que se unen a un río principal (orden de río de mayor magnitud), conociéndose a este punto de encuentro como confluencia (Benda et al., 2004). Estas áreas de confluencia son puntos relevantes de aporte de agua, sedimentos, nutrientes, materia orgánica y biota, motivo por el cual los tributarios se consideran como fragmentadores del Concepto de Río Continuo (Mac Nally et al., 2011).

2.2. Calidad hídrica

La calidad hídrica es una propiedad técnica de su estado y depende del uso determinado de un individuo, grupo o ecosistema (Chapelle et al., 2009; Johnson et al., 1997; Swenson, 1965). Esta propiedad está asociada tanto a factores naturales como antrópicos, se evalúa mediante un conjunto de mediciones de parámetros físicos, químicos, biológicos y radiológicos (OMS, 2006, 2018). No obstante, los comúnmente utilizados para registrar la contaminación del recurso hídrico corresponden a parámetros fisicoquímicos y biológicos. Según Holguin-Gonzalez et al. (2014) la calidad ecológica del agua se puede establecer a partir del análisis de calidad biológica, fisicoquímica y características hidromorfológicas.

2.2.1. Parámetros fisicoquímicos

El agua de los ríos tropicales de montaña presenta una gran variabilidad de propiedades fisicoquímicas, las cuales están asociadas principalmente al tipo de geología, cobertura vegetal, uso de suelo, pendiente, y factores climatológicos de la cuenca de influencia. Estas condiciones son determinantes en las fluctuaciones del oxígeno disuelto (OD), potencial de hidrógeno (pH), conductividad eléctrica (CE), caudal, temperatura, entre otros (Jacobsen, 2004; Jacobsen & Brodersen, 2008). Aunque, la actividad antrópica existente, hoy en día en estos ecosistemas de montaña, ha alterado su variabilidad natural (Villamarín et al., 2014).

Una de las variables muy importantes del estado de un ecosistema acuática es la cantidad de oxígeno disuelto, el cual se relaciona con la disponibilidad de nutrientes y actividad bacteriana de un cuerpo de agua, por lo que esta medida puede reflejar la capacidad de autodepuración (Ma et al., 2020; Patil, 2012). En regímenes de flujo y caudal alto, la concentración de OD aumenta por la turbulencia generada, mientras que la cantidad de materia orgánica disminuye por efecto de dilución favoreciendo a este parámetro (Allafta & Opp, 2020; Girardi et al., 2016). Concentraciones menores de OD están relacionadas con el régimen térmico e incremento de la demanda biológica de oxígeno (DBO), ya que a mayor temperatura la solubilidad disminuye y se incrementa la actividad microbiana (Al-Badaïi et al., 2013; Rajwa-Kuligiewicz et al., 2015).

Otra de las variables relevantes en las aguas de los ríos tropicales de montaña es la variación natural de pH, la cual no debe ser abrupta, y se relaciona directamente con la presencia/ausencia de los organismos acuáticos, ya que pueden generar condiciones inhóspitas para taxones con un rango de sensibilidad alta (Quiroz et al., 2010; Villamarín et al., 2014). Por otro lado, la concentración de CE y sólidos totales disueltos (TDS) están relacionadas con los componentes iónicos del agua; en aguas superficiales tropicales de montaña su concentración es baja, y en ambientes alterados sus valores incrementan, afectando la diversidad de las especies (Roldán-Pérez, 2012).

Finalmente, otra de las variables fisicoquímicas consideradas para estimar la calidad de agua es la turbiedad. Este parámetro se relaciona con el color y el grado de opacidad, el cual al incrementar causa una disminución de la penetración de luz afectando la productividad primaria de los ríos (Davies-Colley & Smith, 2001; Roldán-Pérez, 2012).

2.2.1.1. Calidad hídrica según el uso

La calidad del agua no es una característica fija debido a que los valores de sus parámetros fisicoquímicos pueden variar de acuerdo con el criterio de uso del cuerpo de agua (Chapelle et al., 2009; Swenson, 1965). En Ecuador, la normativa ambiental vigente establece criterios de calidad hídrica para los diferentes usos del agua, en los que se incluye criterios para consumo humano, uso doméstico, uso recreativo, estético, agrícola, de riego, pecuario y preservación de la vida acuática y silvestre (MAE, 2017). Los criterios de calidad de agua para consumo humano, uso doméstico o riego no son los mismos que los criterios para la preservación de flora y fauna, ya que estos pueden admitir rangos más altos de conductividad o sólidos totales disueltos debido a su naturaleza (Roldán-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008).

2.2.2. Indicadores biológicos y comunidades acuáticas

Los indicadores biológicos de calidad de agua son organismos que responden por su sensibilidad a la variación de las características definidas de un ecosistema. Los organismos presentan límites de tolerancia a la perturbación (impactos naturales y/o antropogénicos) y su proporción es mayor o igual a los demás taxones que se encuentran en el cuerpo de agua (Alba-Tercedor, 1996; Roldán-Pérez, 1999). Uno de los indicadores biológicos más usados en la determinación de calidad del agua son los macroinvertebrados acuáticos. Los macroinvertebrados son considerados los mejores indicadores biológicos para la determinación de la calidad hídrica debido a su abundancia, amplia distribución, ciclos de vida relativamente largos en el agua, facilidad de recolección y de identificación, reducida variabilidad genética y rápida respuesta a tensores ambientales (Roldán-Pérez, 2012).

La respuesta de los macroinvertebrados a los cambios producidos en sus hábitats permite monitorear el estado ecológico del cuerpo de agua (Tampo et al., 2021). Por ejemplo, en ríos de montaña (aguas oligotróficas, bien oxigenadas y frías) se espera encontrar la dominancia de taxones que tengan rangos de tolerancia bajos a la contaminación; no obstante, al no encontrarse con ese escenario se puede presumir la alteración del ecosistema principalmente con materia orgánica, desplazando a los organismos indicadores de buena calidad hídrica y favoreciendo la presencia de taxones con rangos de tolerancia amplios a cargas contaminantes (Roldán-Pérez, 1999).

En contraste con el análisis de los parámetros fisicoquímicos, los indicadores biológicos sirven para comparar condiciones pasadas y presentes, así como pueden detectar eventos de contaminación puntual. Cabe indicar que estos organismos también están influenciados por condiciones climáticas y de calidad de hábitat, razón por la cual es necesario un análisis integral de parámetros fisicoquímicos y biológicos (Springer, 2010a).

2.2.2.2. Métricas de las comunidades de macroinvertebrados

Una forma de sintetizar los resultados con el uso de indicadores biológicos es mediante el cálculo de métricas de la comunidad. Estas se obtienen a partir de la información levantada de los diferentes taxones registrados en los puntos de interés y se transforman en expresiones sintéticas, con el fin de resumir las características de la comunidad biológica (Prat et al., 2009). El resultado de estas transformaciones se denominan métricas de comunidades de macroinvertebrados y son herramientas ecológicas cuantitativas o cualitativas, que sirven para determinar aspectos relevantes de la estructura y composición de estos organismos (Magurran, 2004, 2021). Las métricas comúnmente utilizadas para evaluar la calidad hídrica son riqueza, abundancia absoluta, relativa, índice de Shannon-Wiener, Fisher y equitatividad de Pielou (Prat et al., 2009).

La riqueza biológica (s) es el número de especies presentes en un espacio y tiempo determinado (Melic, 1993), mientras que la abundancia (N) es el número de individuos (Samo et al., 2008). El índice de diversidad de Shannon (H') proporciona una medida de diversidad basándose en el número de especies registradas y su equitatividad (Shannon, 1948). Por otro lado, el índice de diversidad de Fisher (alfa) relaciona la riqueza y la abundancia total independientemente del tamaño de la muestra (Fisher et al., 1943). Finalmente, el índice de equitatividad de Pielou (J') determina la uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies registradas en un sitio (Pielou, 1966).

2.2.2.3. Índices bióticos

Los índices bióticos son puntuaciones utilizadas para evaluar la calidad biológica de los cuerpos de agua (Roldán-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008). Asignan un valor numérico a los diferentes taxones según su nivel de tolerancia a las cargas orgánicas contaminantes para luego combinarse con otras métricas como riqueza o abundancia para obtener un valor final que defina la calidad del sistema acuático (Springer, 2010a).

Uno de los índices más utilizados es el BMWP (*Biological Monitoring Working Party*), desarrollado por primera vez en Inglaterra por Hellowell (1978), con el fin de evaluar de manera rápida y económica la calidad de agua usando los rangos de tolerancia a la contaminación orgánica de diferentes familias de macroinvertebrados. El índice fue mejorado al establecerse un gradiente de tolerancia a la contaminación con una puntuación de 1 a 10, donde los valores bajos corresponden a familias altamente tolerantes a una carga orgánica contaminante. Posteriormente este índice fue adaptado a las familias de macroinvertebrados registradas en España por Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988) donde correlacionó estos valores con cinco grados de contaminación.

BMWP también ha sido adaptado para los países de Latinoamérica considerando las condiciones ecológicas y la composición faunística local. En Argentina se propuso el BMPS (*Biotic Monitoring Patagonian Stream*) que es el índice propuesto en Inglaterra y España adaptado a las condiciones de los ríos de La Patagonia (Miserendino & Pizzolon, 1999). En Colombia, Roldán-Pérez (2003), propone BMWP/Col, modificando los rangos de tolerancia de acuerdo con las condiciones ambientales, ecológicas y taxonómicas de los sistemas fluviales de la región. Para Ecuador, Ríos-Touma et al. (2014), toma como referencia BMWP para formular el Índice Biótico Andino (ABI), específico para zonas por encima de los 2000 m s.n.m., por ende, se incluye un menor número de familias de macroinvertebrados que en otras regiones por el limitante de altitud.

Algunas de estas familias en el ABI destacan por su alto rango de tolerancia a la contaminación como Syrphidae y Oligochaeta con puntuación de 1 y Chironomidae, Muscidae, Ephrydidae con puntuación de 2; en contraste, familias como Blepharoceridae, Helicopsychidae y Perlidae presentan puntuaciones de 10, por lo que son organismos con rangos de tolerancia bajos que por sus características habitan lugares prístinos. Familias como Baetidae (puntuación = 4), Hyalellidae (puntuación = 6), Hydropsychidae (puntuación = 5) pueden tolerar cierto grado de contaminación, por lo que pueden habitar lugares naturales y ligeramente alterados (Ríos-Touma et al., 2014).

2.3. Contaminación en ríos de montaña

El término contaminación hace referencia a la adición de sustancias externas que tienen la capacidad de degradar el entorno en el que se encuentren (Roldán-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008). En ecosistemas de montaña, el aumento de las presiones humanas como industrialización, urbanización, expansión de la frontera agrícola y ganadera, minería y la construcción de pequeñas

hidroeléctricas generan alteraciones a nivel terrestre y acuático cambiando la estructura física, química y biológica del entorno (Castillejo et al., 2024; Zogaris et al., 2021).

Los ríos tropicales de montaña se ven afectados por las actividades urbanas, industriales y agrícolas por el incremento de la materia orgánica, sedimentos y sales disueltas; además de aportar la entrada de pesticidas, metales pesados y nutrientes (Capparelli et al., 2021; Castillejo et al., 2024; Roldán-Pérez & Ramírez-Restrepo, 2008). De ahí que los estudios de Jerves-Cobo et al. (2018), Pauta et al. (2019), Ríos-Touma et al. (2022) y Walteros & Ramírez (2020) mencionan que algunas ciudades andinas descargan directamente aguas residuales a los cauces principales y tributarios provocando alteraciones en la calidad ecológica.

Mantener y aumentar las perturbaciones de origen antrópico podrían representar un problema de salud pública para las comunidades humanas río abajo. Además, el aumento de condiciones ambientales adversas para la supervivencia de la mayoría de las especies genera un declive en la biodiversidad global y local (Steffen et al., 2015).

2.4. Resiliencia y recuperación de las comunidades biológicas

La resiliencia es la capacidad que presentan los ecosistemas acuáticos para regresar a su configuración (estructura y función) inicial después de un disturbio (Ceccon, 2017; Wohl, 2018). Las perturbaciones pueden derivarse de los efectos del cambio climático, así como de actividades antrópicas como alteraciones en la cobertura del suelo, introducción de especies invasoras, descarga de aguas contaminadas o modificaciones del cauce por infraestructuras ingenieriles (Mendivil-García et al., 2022; Wohl, 2024). La resiliencia es un proceso que sostiene la continuidad de los servicios ecosistémicos, por lo que la pérdida de esta capacidad amenaza la estabilidad de las comunidades biológicas (Wyss et al., 2022).

En ecosistemas acuáticos, posterior una perturbación, la recuperación de las comunidades biológicas depende de la magnitud del disturbio, estacionalidad y el restablecimiento de sus condiciones ambientales (Flecker & Feifarek, 1994). De acuerdo con Suren & Jowett (2006), el tiempo de recuperación de las comunidades biológicas tras un evento de flujo alto es de aproximadamente dos meses; no obstante, se menciona que si las perturbaciones son frecuentes y de gran magnitud pueden alterar completamente el ensamblaje biológico (Flecker & Feifarek, 1994).

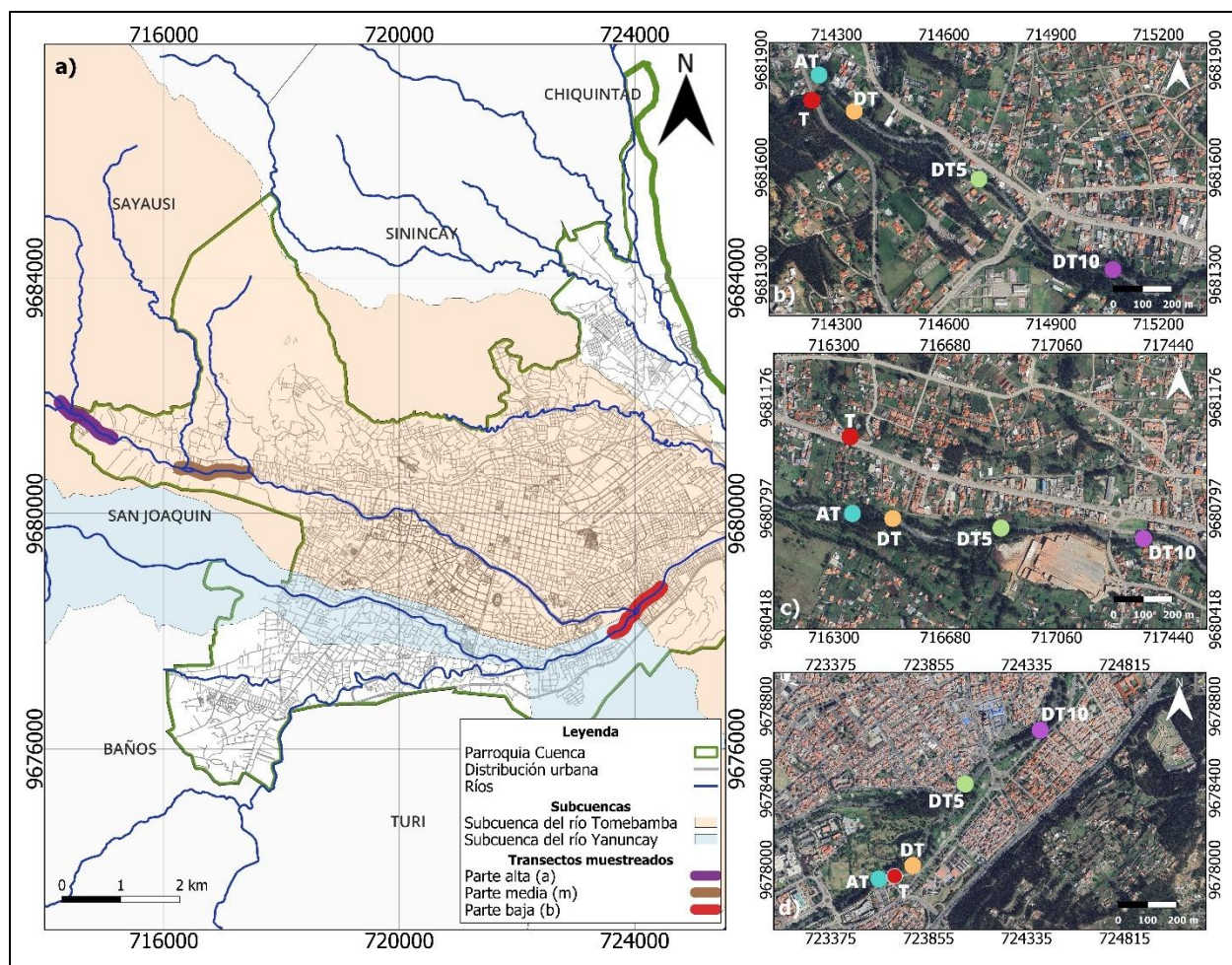
3. MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio fue realizado en la ciudad de Cuenca durante el mes de octubre de 2023, periodo caracterizado por un evento de sequía hidrológica de 45 días registrado por la Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (ETAPA). Durante ese año se alcanzó un periodo de estiaje de 118 días (Diario El Mercurio, 2023), en donde se registraron caudales mínimos, los cuales influyeron en la capacidad de generación hidroeléctrica al sur del Ecuador.

3.1. Área de estudio

Las estaciones de monitoreo se ubicaron en las subcuencas de los ríos Tomebamba y Yanuncay pertenecientes a la cuenca del río Paute, del cantón Cuenca, al sur del Ecuador (Figura 1). Estas subcuencas presentaron un rango de elevación entre los 2520 a 4080 metros sobre el nivel del mar (m s.n.m.) (Sotomayor et al., 2020). La zona alta de las subcuencas se caracteriza por el dominio de vegetación herbácea de pajonal (*Calamagrostis* sp.) con algunos parches de bosque de quinoa (*Polylepis* sp.) (Sierra et al., 1999). La zona media presenta parches de bosque siempre verde montano alto, áreas de cultivo y zonas ganaderas, mientras que en las partes bajas se concentran asentamientos urbanos con alta densidad poblacional (Tenesaca, 2017).

El clima en las subcuencas se encuentra influenciado por la presencia de la cordillera de los Andes con vientos provenientes del Océano Atlántico desde el este, y del Océano Pacífico desde el oeste (Vuille et al., 2000). Se tiene una precipitación media anual de 850 mm, distribuidas en dos estaciones lluviosas (enero-mayo y octubre-diciembre) y una estación seca (julio-septiembre) (Vázquez et al., 2020).



3.2. Metodología

Las estaciones de muestreo se establecieron con el uso de cartografía en formato digital (Jerves et al., 2018), y fueron validadas en campo mediante recorridos exploratorios en las áreas de interés. Estas estaciones se ubicaron en tres zonas según el grado de influencia antrópica: En la zona alta (parroquia Sayausí; Figura 1b), se presentan algunos parches de bosque siempre verde montano de la Cordillera Occidental de los Andes (MAE, 2013), generalmente son tierras destinadas a actividades agropecuarias y presentan una densidad poblacional baja (<12.5 hab/ha) (Jerves & Armijos, 2016); la zona media (sector Río Amarillo; Figura 1c), considerada un área semiurbana con algunos parches de uso agropecuario, registra una densidad poblacional media de 12.6-25.0

hab/ha (GAD Municipal del Cantón Cuenca, 2022; Jerves & Armijos, 2016); la zona baja (sector parque El Paraíso; Figura 1d), catalogada como área urbana, presenta un incremento en la densidad poblacional (125.1-150 hab/ha) y un mayor deterioro en los márgenes de los ríos (Carrasco et al., 2010; Jerves & Armijos, 2016).

Adicionalmente, en cada zona se establecieron cinco estaciones de monitoreo y se distribuyeron de la siguiente manera: AT: estación ubicada a 100 metros antes de la confluencia con el tributario; T: estación ubicada en el tributario; DT: estación ubicada a 100 metros después de la descarga del tributario; DT5: estación ubicada 500 metros después de la descarga del tributario; DT10: estación ubicada a un kilómetro después de la descarga del tributario (Anexo A). Este diseño fue estructurado de acuerdo con el enfoque metodológico descrito por Mac et al. (2011), con modificaciones acordes a los objetivos propuestos en este estudio.

3.2.1. Monitoreo abiótico

En cada estación de muestreo se midieron variables ambientales *in situ* utilizando un sensor multiparamétrico de calidad de agua (serie U-50, Horiba, HORIBA Ltd., Kioto Japón), en donde se registraron las siguientes variables: temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$; Tem), conductividad eléctrica ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$; CE), sólidos disueltos totales ($\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; TDS), pH, turbidez (NTU; Turb), oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; OD) y saturación de oxígeno (%; %OD). El caudal ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$; caud) se estimó mediante el método de integración de velocidad (Boiten, 2003) utilizando un caudalímetro electromagnético (Valeport 801).

3.2.2. Monitoreo biótico

En cada estación de monitoreo se recolectaron seis muestras de macroinvertebrados con el uso de una red Surber (área: 900 cm^2 ; malla: 250 micras) que fue colocada contracorriente, en donde se agitó de forma vigorosa el sustrato con el uso de la mano durante 30 segundos para que todo el material sea arrastrado al interior de la red (Vimos-Lojano et al., 2019). Las muestras fueron distribuidas en sustrato finos (grava) y sustrato grueso (bloques), según el criterio de clasificación de Blair & Mcpherson (1999). Cada muestra recolectada se colocó en frascos plásticos de 500 ml de forma individual con una solución de formaldehído al 4% (Acosta et al., 2009) para la preservación y traslado al laboratorio. En el laboratorio se realizó la limpieza e identificación hasta el nivel taxonómico más bajo posible, mediante el uso de un estereomicroscopio (Olympus SZ-

6145TR, Japón) y claves taxonómicas dicotómicas (Domínguez & Fernández, 2009; González et al., 2018; Rincón et al., 2017; Roldán-Pérez, 2003).

3.2.3. Pretratamiento de datos

A partir de las abundancias absolutas obtenidas de cada estación de monitoreo, se estimaron varias métricas de la comunidad de macroinvertebrados: el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H; Shannon, 1948), índice de diversidad alfa de Fisher (α ; Fisher et al. 1943) y el índice de equitatividad de Pielou (J; Pielou, 1966). Del mismo modo, se determinaron medidas ecológicas como riqueza total (S) y riqueza en los órdenes Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera y EPT, donde se consideraron únicamente el número de taxones presentes en cada estación de muestreo (Melic, 1993). Finalmente, se incluyeron estimaciones de densidad total (N), y la abundancia relativa de los órdenes Diptera, Ephemeroptera, Trichoptera, EPT y familia Baetidae que fueron calculadas a partir del número de individuos correspondientes a cada taxón registrado (Moreno, 2001; Villamarín et al., 2013).

Por otro lado, se calculó el Índice de Calidad de la Fundación Nacional de Saneamiento (ICA-NSF) para la evaluación de la calidad de agua, este integra nueve parámetros ambientales (saturación de oxígeno (%OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), pH, coliformes fecales, nitratos, fosfatos totales, temperatura (Tem), turbidez (Turb) y sólidos totales (TDS)) en un solo valor mediante el uso de algoritmos matemáticos representados en la siguiente ecuación:

$$ICA = \sum_{i=1}^n W_i \times SI_i \quad (\text{Ecuación 1})$$

En donde W_i es un factor de ponderación o peso establecido para cada parámetro, este mide la contribución relativa en la estimación de la calidad de agua (García-González et al., 2021). No obstante, ante la falta de mediciones de ciertos parámetros, los factores de ponderación se ajustaron redistribuyendo proporcionalmente sus valores. El procedimiento de ajuste consistió en la distribución de la sumatoria de los pesos de las variables fisicoquímicas no medidas entre los seis parámetros registrados en el área de estudio (%OD, OD, Tem, Turb, pH y TDS). El resultado obtenido fue agregado a los factores de ponderación de las variables disponibles. Esta modificación metodológica permitió aplicar el índice de forma correcta, ya que la suma total de los pesos fue igual a 1 (Fernández & Solano, 2005). Una vez determinado el factor de ponderación, se estimó el subíndice de cada variable fisicoquímica, (SI_i) mediante el uso de curvas de función establecidas por R. Brown et al. (1970). Estas curvas promedio, asignan a cada valor registrado un

equivalente numérico en una escala de 0 a 100, por lo que estandariza las variables fisicoquímicas (Fernández & Solano, 2005).

Los resultados obtenidos de la aplicación del ICA-NSF (Ecuación 1) fueron interpretados de acuerdo con la siguiente tabla:

Tabla 1. Clasificación de calidad fisicoquímica del agua según valores del ICA-NSF

Valor	Interpretación
91-100	Excelente
71-90	Buena
51-70	Media
26-50	Mala
0-25	Muy mala

Fuente: Fernández & Solano (2005).

3.3. Análisis estadístico

Para establecer el gradiente de variación de los parámetros ambientales del agua ocasionados por aportes de quebradas con diferente grado de contaminación (Objetivo 1), se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), donde se utilizaron los parámetros ambientales con mayor relevancia ecológica y menor co-dependencia. La selección de las variables ambientales se realizó mediante un análisis de correlación de Spearman, con el fin de descartar aquellos parámetros altamente relacionados ($|Rho| > 0.8$) que pueden llegar a distorsionar la estructura real de los datos (redundancia) (Borcard et al., 2011; Villamarín et al., 2013). El criterio de exclusión de las variables ambientales para los análisis realizados fue basado en el valor de la carga (*loadings*) obtenido de un ACP previo, elaborado con todos los parámetros registrados (Vallefuoco et al., 2024).

Para aumentar la precisión y robustez de todos los análisis estadísticos aplicados, fue necesario reducir el sesgo derivado de las diferencias de escala o distribución (Clarke et al., 2001; Gibert et al., 2008), por lo que, previo a la aplicación del ACP se centralizó y normalizó las variables ambientales a través de métodos de traslación (Ecuación 2) y *z-score* (Ecuación 3) (Legendre & Legendre, 1998; Quinn & Keough, 2002). La traslación elimina las diferencias de magnitud relacionadas al punto de partida de las diversas escalas por lo que permite centrar los datos mediante la siguiente ecuación:

$$y' = y_i - \bar{y} \quad \text{(Ecuación 2)}$$

Donde, y_i es el dato registrado en el área de estudio y $\bar{y}$ es la media de cada variable a analizarse.

La aplicación de la fórmula de *z-score* ajusta las escalas de las variables permitiendo compararlas entre sí y su ecuación se detalla a continuación:

$$Z_i = \frac{y_i - \bar{y}}{S_y} \quad \text{(Ecuación 3)}$$

Donde, y_i es el dato registrado, $\bar{y}$ es la media de cada variable estudiada y S_y es la desviación estándar.

Complementario a estos análisis multivariados, también se determinó el gradiente de variación ambiental local a través de análisis descriptivos de los parámetros ambientales registrados y los sitios ubicados a 100 metros antes del tributario (AT), tributarios (T) y 100 metros después del tributario (DT). Para representar todos los parámetros ambientales y sus magnitudes relativas se usaron diagramas de radar, los cuales facilitan la identificación de los patrones de cambio entre las estaciones de muestreo de cada zona. Dado que cada variable presentó una unidad y magnitud distinta, se aplicó el método *ranging* propuesto por Sneath & Sokal (1973), con el fin de convertir los valores en una escala entre 0 y 1 a través de la siguiente ecuación:

$$y'_i = \frac{y_i - y_{min}}{y_{max} - y_{min}} \quad \text{(Ecuación 4)}$$

Donde, y_i es el dato registrado en la estación de interés, y_{min} es el valor mínimo registrado de la variable ambiental y y_{max} es el valor máximo registrado de la variable ambiental.

Para la evaluación del gradiente de variación de la calidad biológica local del agua se ejecutó la prueba de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) con el uso de la matriz de disimilitud de Bray-Curtis agrupando las estaciones de muestreo según la similitud en la composición de macroinvertebrados (Oksanen, 2013).

Se evaluaron los tributarios (T) y las estaciones del cauce principal antes del impacto con el afluente (AT) con el fin de detectar diferencias entre las comunidades biológicas por zona (alta, media y baja). Posteriormente, se examinaron los cambios del ensamblaje de macroinvertebrados entre las estaciones del cauce principal (AT y DT), permitiendo evaluar el impacto inmediato específico de los tributarios sobre la estructura comunitaria de macroinvertebrados, sin la

necesidad de evaluar las estaciones restantes aguas abajo. Para validar estadísticamente las diferencias observadas en el NMDS, se implementaron pruebas con criterios de agrupación distintos según el objetivo de comparación. La prueba de similitud (ANOSIM) de una vía fue utilizada para determinar las diferencias estadísticas entre las comunidades de macroinvertebrados correspondientes a las zona alta, media y baja (Correa-Araneda et al., 2010), mientras que la prueba ANOSIM de dos vías fue utilizada para comparar las estaciones del cauce principal (AT y DT) y el tributario (T) (Jacobsen et al., 2020a). Consecutivamente, se aplicó la prueba Porcentajes de Similitud (SIMPER), con el fin de identificar los taxones que contribuyen a la disimilitud total entre las comunidades de macroinvertebrados de las distintas estaciones de muestreo (Clarke, 1993; Clarke et al., 2001). Es importante mencionar que, el conjunto de datos de abundancia utilizado para estos análisis fue transformado a través de $\log(x+1)$ con el fin de moderar la influencia de taxones dominantes (Clarke et al., 2001).

Para identificar las principales variables ambientales que afectan la composición y estructura de las comunidades bentónicas (objetivo 2) se ejecutó un Análisis de Redundancia (RDA) el cual permite examinar múltiples variables de respuesta en función de múltiples variables predictoras (Quinn & Keough, 2002). Para este análisis estadístico se consideró la matriz de ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos de las 15 estaciones de monitoreo transformadas con $\log(x+1)$ y las variables ambientales seleccionadas en el análisis de correlación de Spearman y ACP (Objetivo 1) debidamente centralizadas (traslación) y estandarizadas (*z-score*) (Borcard et al., 2011; Vallefucio et al., 2024). Adicional a estos procesos de selección de los parámetros ambientales, se aplicó un procedimiento de selección hacia adelante (*forward selection*) para determinar las variables con mayor relevancia para la presencia/ausencia de determinados taxones de macroinvertebrados acuáticos. Además, se evaluó la significancia de las variables individuales mediante permutaciones aleatorias ($n = 999$) y correcciones de Bonferroni (Borcard et al., 2011; Vallefucio et al., 2024).

Finalmente, para estimar la capacidad de recuperación de las comunidades bentónicas frente a la influencia de tributarios con diferente gradiente de contaminación (Objetivo 3) se desarrollaron regresiones lineales simples con las métricas de las comunidades biológicas obtenidas en las estaciones de monitoreo ubicadas a 100 (DT), 500 (DT5) y 1000 (DT10) metros después de la influencia del tributario, en donde se obtuvo un coeficiente de determinación (R^2) y el valor de p por cada zona para evaluar la fuerza de la relación entre variables y su significancia (Legendre &

Legendre, 1998). Este enfoque metodológico estuvo basado en estudios (Greathouse et al., 2005; López-Rodríguez et al., 2024; Zhang et al., 2023) que evalúan la recuperación de comunidades biológicas después de una perturbación, no obstante, se realizaron adaptaciones de acuerdo con el objetivo planteado en este estudio.

Todos los análisis estadísticos realizados dentro de esta investigación fueron ejecutados en el programa Rstudio versión 4.3.0 con el uso de las librerías *vegan*, (Oksanen, 2013) *fmsb* (Nakasawa, 2024) y *tidyverse* (Wickham, 2023).

CAPITULO III

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En esta investigación se recolectaron 90 muestras biológicas distribuidas uniformemente en las tres zonas de estudio (alta, media y baja). Se registraron un total de 223 806 individuos pertenecientes a 61 taxones de 19 familias y ocho órdenes. La zona alta registró 90 536 individuos y presentó una riqueza de 52 taxones; la zona media tuvo una abundancia de 40 109 individuos y registró 31 taxones y, la zona baja presentó una abundancia de 93 161 individuos pertenecientes a 26 taxones. Esto evidencia una mayor riqueza en la zona alta con relación a la zona baja, en donde se observó en este último punto un mayor número de individuos, pero con un bajo número de taxones.

4.1. Gradiente de la calidad ambiental y biológica del agua por quebradas con diferente grado de contaminación

4.1.1. Gradiente de calidad ambiental

Con el análisis de correlación de Spearman se determinó una codependencia entre las variables OD - %OD ($Rho = 0.98$; Tabla 2) y TDS - CE ($Rho = 0.99$; Tabla 2) de las cuales se excluyeron %OD y TDS de los análisis posteriores. Estudios de Villamarín et al. (2020) y Guerrero et al. (2022) destacan al OD y CE como factores altamente influyentes en la determinación de riqueza y abundancia de las comunidades biológicas, resaltando su importancia ecológica y respaldando su selección entre los parámetros con alta colinealidad. En tal sentido, los análisis multivariados realizados incluyeron únicamente seis variables ambientales (Tem, pH, CE, OD, Turb y Caud) con el objetivo de no generar redundancias durante los procedimientos estadísticos.

Tabla 2. Coeficientes de correlación de Spearman entre las variables ambientales registradas en las 15 estaciones de monitoreo de las zonas alta, media y baja. Tem = temperatura del agua, CE = conductividad eléctrica, pH = Potencial de Hidrógeno, OD = Oxígeno disuelto, %OD = saturación de oxígeno, TDS = Sólidos totales disueltos, Turb = Turbiedad, Caud = Caudal.

	Tem	pH	CE	OD	%OD	TDS	Turb	Caud
Tem	1.00	-0.09	0.37	-0.63	-0.54	0.34	0.69	0.29
pH	-0.09	1.00	-0.38	0.55	0.58	-0.36	0.00	-0.48
CE	0.37	-0.38	1.00	-0.77	-0.79	0.99	0.70	-0.03

DO	-0.63	0.55	-0.77	1.00	0.98	-0.76	-0.64	-0.19
%DO	-0.54	0.58	-0.79	0.98	1.00	-0.78	-0.59	-0.15
TDS	0.34	-0.37	0.99	-0.76	-0.78	1.00	0.68	-0.03
Turb	0.69	0.00	0.70	-0.64	-0.59	0.68	1.00	0.16
Caud	0.29	-0.48	-0.03	-0.19	-0.15	-0.03	0.16	1.00

El Análisis de Componentes Principales (ACP) realizado con las variables ambientales seleccionadas explicaron el 76.58% de la varianza acumulada con un agrupamiento de las zonas de muestreo de acuerdo con las condiciones ambientales (Figura 2). El primer componente principal (PC1) representó el 46.1% de la varianza total, y estuvo dominado por gradientes positivos de CE y Turb con coeficientes de 0.53 y 0.56 respectivamente (Figura 2; Anexo B). Este eje diferenció de manera clara los sitios potencialmente afectados por fuentes de contaminación, esperado en un gradiente urbano (Palacio-Bayer et al., 2023). En contraste, OD se asoció con el lado opuesto del PC1, agrupando los sitios menos perturbados y característicos de ecosistemas saludables (Castillejo et al., 2024; Villamarín et al., 2014). El segundo componente principal explicó el 30.5% de la varianza, y estuvo fuertemente influenciado por Caud (-0.69) y Tem (-0.49).

De ahí que los sitios de la zona alta se agruparon en el cuadrante superior izquierdo, asociándose con vectores de OD y pH, sugiriendo condiciones con bajo impacto antropogénico, en donde pese al crecimiento poblacional aún se mantienen un cierto estado de conservación (Palacio-Bayer et al., 2023). En cambio, los sitios de la zona media ocuparon una posición intermedia en el espacio bidimensional, se observó una transición gradual en las condiciones ambientales. Por su parte, los sitios de la zona baja presentaron una distribución más dispersa ubicándose en el cuadrante inferior izquierdo y derecho, asociándose principalmente con el Caud, CE, Turb y Tem, distantes de las variables OD y pH. Esta segregación espacial a lo largo de los ejes del ACP refleja los gradientes ambientales esperados conforme el río atraviesa áreas con diferente grado de intervención antrópica, como descargas urbanas o agrícolas (Palacio-Bayer et al., 2023; Roldán-Pérez, 2003), confirmando la disminución de la calidad de agua en tramos bajos de ríos que atraviesan zonas urbanas (López-Giraldo et al., 2023; Ríos-Touma et al., 2022).

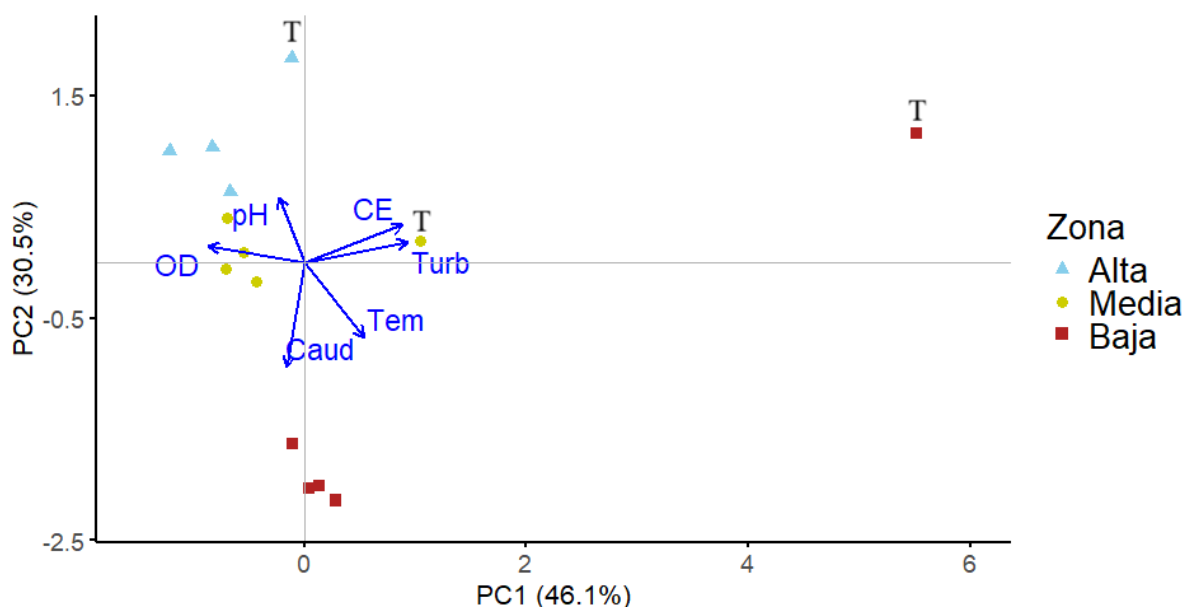


Figura 2. Análisis de Componentes Principales (ACP) para la exploración de las variables ambientales que influyen en la distribución de los sitios. Tem = temperatura del agua, CE = conductividad eléctrica, pH = Potencial de Hidrógeno, OD = Oxígeno disuelto, Turb = Turbiedad, Caud = Caudal, T = Tributario.

Cabe señalar que el ACP también evidenció una separación clara entre las estaciones de monitoreo del cauce principal y la estación T por cada zona (Figura 2), sugiriendo un gradiente de contaminación local asociado a las alteraciones ambientales derivadas del cambio de uso de suelo y descargas de tipo puntal o difusa (Jerves-Cobo et al., 2018). Vannote et al. (1980) menciona que en un sistema fluvial se presentan variaciones graduales en respuesta a factores naturales desde las zonas altas hacia las bajas, no obstante, al introducir afluentes alterados se produce una interrupción de la continuidad natural, logrando modificar las condiciones del río principal.

Este efecto se reflejó en la zona alta del área del estudio en las estaciones AT, T y DT con valores de ICAs poco variables (AT = 83.88; T = 84.63; DT = 89.12) los cuales se catalogan como aguas de buena calidad. Al comparar los parámetros individuales de las estaciones de la zona alta, la estación T presentó mayor CE ($0.47 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$), representando un cambio del 68.56% con respecto a la estación AT ($\text{CE} = 0.12 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$). De igual manera, TDS ($0.31 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) y Turb (4.9 NTU) en la estación T presentaron valores mayores con respecto a la estación AT ($\text{TDS} = 0.08 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$; $\text{Turb} = 1.3 \text{ NTU}$), representando cambios de 74.19% y 73.47% respectivamente. Esta diferencia se podría

atribuir a actividades agrícolas de baja intensidad y descargas domésticas directas al tributario (Correa-Araneda et al., 2010; Ríos-Touma et al., 2022); además, el ingreso de una mayor carga de material orgánico en T se ve reflejado en una menor concentración de OD ($9.35 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y %OD (90%) con respecto a AT ($\text{OD} = 12.91 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; %OD = 126.30%) representando cambios de 27.58% y 28.74% entre las estaciones.

Pese a las variaciones ambientales registradas entre la estación AT y T de la zona alta, se determinó que existe una limitada influencia de T en DT, ya que los valores registrados aguas abajo ($\text{CE} = 0.19 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$; $\text{TDS} = 0.077 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$; $\text{OD} = 11.48 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; %OD = 114.7%) se mantienen estables, con una variación menor al 1%, e incluso algunos disminuyen considerablemente ($\text{Turb} = 0.5 \text{ NTU}$), hasta un 16.33% de cambio entre las estaciones AT y DT. Estos resultados evidencian una mezcla y atenuación efectiva de la carga contaminante, producto de la diferencia de caudales (95.93%; Figura 3a) registrados en la estación T ($0.03 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) y DT ($0.71 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) los cuales favorecen a la dilución y oxigenación y, por ende, a la capacidad de autodepuración del cuerpo de agua (Chapra, 1997).

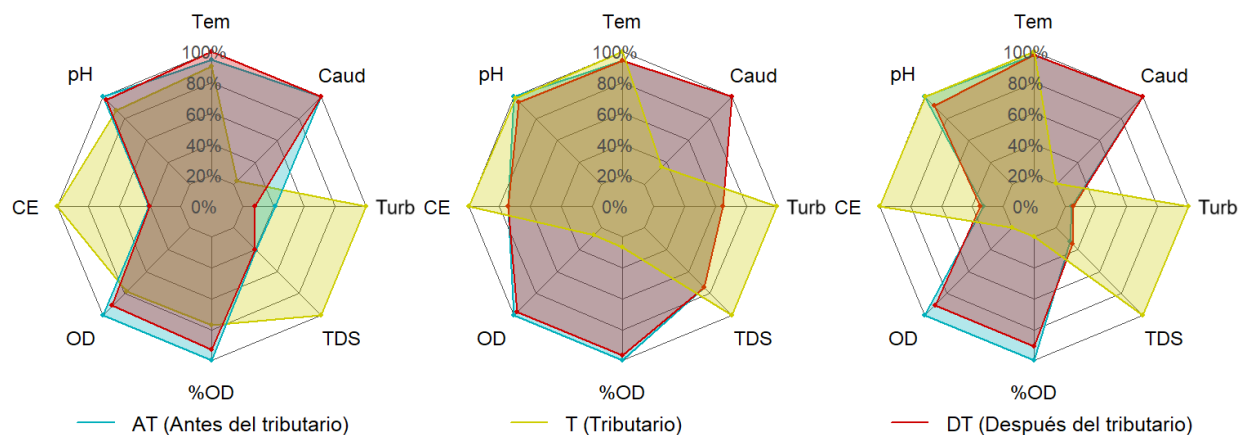


Figura 3. Comparación de variables ambientales estandarizadas (z-score) entre las estaciones de monitoreo antes del tributario (AT= sección celeste), tributario (T= sección amarilla) y después del tributario (DT= sección roja) de zonas alta (a), media (b) y baja (c), mediante un gráfico de radar. Tem = temperatura del agua, CE = conductividad eléctrica, pH = Potencial de Hidrógeno, OD = Oxígeno disuelto, %OD = saturación de oxígeno, TDS = Sólidos totales disueltos, Turb = Turbiedad, Caud = Caudal.

Investigaciones como las de Milner et al. (2019), respaldan estos resultados, ya que menciona que, al presentarse un caudal reducido en el tributario, la carga contaminante también es baja, lo que minimiza el impacto en el cauce principal. En contraste, Pauta et al. (2019), expone que durante eventos de caudal alto aumentan las descargas de aguas residuales debido a la sobrecarga del sistema de alcantarillado, además de aumentar las descargas de escorrentía urbana y rural, lo que contribuye al incremento de las cargas contaminantes en los sistemas fluviales.

En la zona media, la estación T presentó un estado de hipoxia severa ($OD = 0.7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; $\%OD = 7\%$) y un incremento en CE ($0.19 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), TDS ($0.12 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$) y Turb (3.2 NTU) con respecto a los valores registrados en las estaciones AT y DT ($CE = 0.13 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$; $TDS = 0.08 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$; $Turb = 1.8 \text{ NTU}$), representando cambios de 91.79% para OD, 91.69% para %OD, 31.58% para CE, 33.33% para TDS y 43.75% para Turb (Figura 3b). El aumento de estos valores podría estar asociado a la presencia de ganado y un negocio de lavandería, ya que las descargas de aguas residuales provenientes de dichas actividades contribuyen al aumento de materia orgánica y al incremento de la demanda de oxígeno disuelto (Correa-Araneda et al., 2010; Jerves-Cobo et al., 2018). Además, a medida que el cauce principal atraviesa la zona suburbana se produce un deterioro paulatino de la cobertura vegetal ribereña con un incremento de la infraestructura vial y densidad poblacional, las cuales causan un aumento de procesos erosivos que contribuyen a la generación de sedimentos y deterioro de los hábitats para las especies acuáticas (Carrasco et al., 2010; Doskocil, 2020; Ríos-Touma et al., 2022).

El estado parcial de degradación de la estación T en la zona media, redujo levemente la concentración de OD ($8.18 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y %OD (80.8%) en la estación DT, manteniendo niveles adecuados y comparables con la estación de monitoreo AT ($OD = 8.53 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; $\%OD = 84.2\%$), ya que muestran un cambio menor al 5%. Este comportamiento, al igual que en la zona alta, se atribuye a la diferencia significativa de la variable Caud (80.10%) en la estación T ($0.19 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) y DT ($1.00 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), lo que favorece los procesos de dilución y oxigenación del sistema fluvial (Cañedo-Argüelles et al., 2013; Rice et al., 2001). De ahí que esta dinámica contribuye en los resultados obtenidos del ICA, ya que para las estaciones AT y DT se clasificaron como agua de buena calidad (89.92 y 89.45), mientras que la estación T registró un ICA de 65.52 lo que interpreta como agua de calidad media (Anexo C).

En la zona baja, la estación T presentó valores de CE ($0.905 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$), TDS ($0.579 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$) y Turb (122 NTU), que superan significativamente a todos los valores ambientales registrados en esta investigación e incluso llegaron a niveles de anoxia ($\text{OD} = 0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; $\%\text{OD} = 0\%$), que representa un riesgo para las especies acuáticas sensibles (Rivera-Usme et al., 2013). La estación AT ($\text{CE} = 0.142 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$; $\text{TDS} = 0.093 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$; $\text{Turb} = 7.1 \text{ NTU}$) en comparación con la estación T mostró cambios significativos de 100% para OD y $\%\text{OD}$, 84.20% para CE, 83.94% para TDS y 94.18% para Turb (Figura 3c). De acuerdo con lo reportado por Armijos-Arcos et al. (2025), el incremento de CE está directamente relacionado con la presencia de aguas residuales sin tratar, mientras que valores elevados de Turb y TDS sugieren la pérdida de vegetación riparia, erosión superficial y escorrentía no regulada.

Pese a las diferencias encontradas entre las estaciones AT y T de la zona baja, se determinó que la influencia ejercida sobre la estación DT fue parcial, ya que las variables ambientales se mantuvieron estables (Anexo C), a excepción del OD ($7.16 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) y $\%\text{OD}$ (74.1%) que disminuyó su concentración levemente ($<12\%$) con respecto a los valores registrados en la estación AT ($\text{OD} = 8.1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$; $\%\text{OD} = 83.8\%$). Este efecto podría estar generado por la diferencia de caudal (99.45%) entre la estación T ($0.017 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) y DT ($3.065 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$), logrando una recuperación parcial aguas abajo del tributario (Cañedo-Argüelles et al., 2013), lo que se corrobora con los resultados del ICA que determinó como aguas de buena calidad a las estaciones AT (87.47) y DT (82.74) y como agua de calidad mala a la estación T (40.46).

Finalmente, el gradiente de contaminación determinado juega un papel crucial en la variabilidad ambiental del cauce principal, especialmente en las zonas bajas de las cuencas donde la presión antrópica es mayor, debido a la densidad poblacional, infraestructura vial e intervenciones en los márgenes de los ríos con obras civiles que no consideran la dinámica natural del ecosistema como el enrocado (Carrasco et al., 2010; Daskocil, 2020; Ríos-Touma et al., 2022). Adicionalmente, en todas las zonas se evidencia la capacidad de recuperación del cauce principal a pesar de atravesar un periodo de estiaje con caudales críticos, tal como se reportó en el estudio de Armijos-Arcos et al. (2025). Cabe recalcar que un mayor caudal no siempre es suficiente para contrarrestar una carga contaminante ya que facilita el arrastre de sedimentos que contribuyan al incremento de TDS, Turb y CE (Armijos-Arcos et al., 2025; Pauta et al., 2019).

4.1.2. Gradiente de calidad biológica

El gradiente de variación biológica generada por afluentes con distinto grado de contaminación se observó con el análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (Figura 4) en conjunto con el Análisis de Similitud (ANOSIM). Las estaciones de muestreo difieren significativamente entre las tres zonas de estudio (alta, media y baja; ANOSIM, R global = 0.478; $p = 0.001$), siendo la más evidente la separación entre la zona alta y baja ($R = 0.676$; $p = 0.001$). Asimismo, se observó heterogeneidad entre la zona alta y media ($R = 0.582$; $p = 0.001$), y la zona media y baja ($R = 0.263$; $p = 0.004$).

De ahí que Jacobsen et al. (2020b) y Villamarín et al. (2020) indican que el gradiente de variación biológica puede estar atribuido por la diferencia altitudinal entre las zonas de estudio; no obstante, al no presentar una diferencia significativa en la altitud (228 m s.n.m.), la variación biológica por zona podría responder principalmente a las múltiples presiones ambientales y antropogénicas (Castillejo et al., 2024; Correa-Araneda et al., 2010; Gutiérrez-Garaviz et al., 2023).

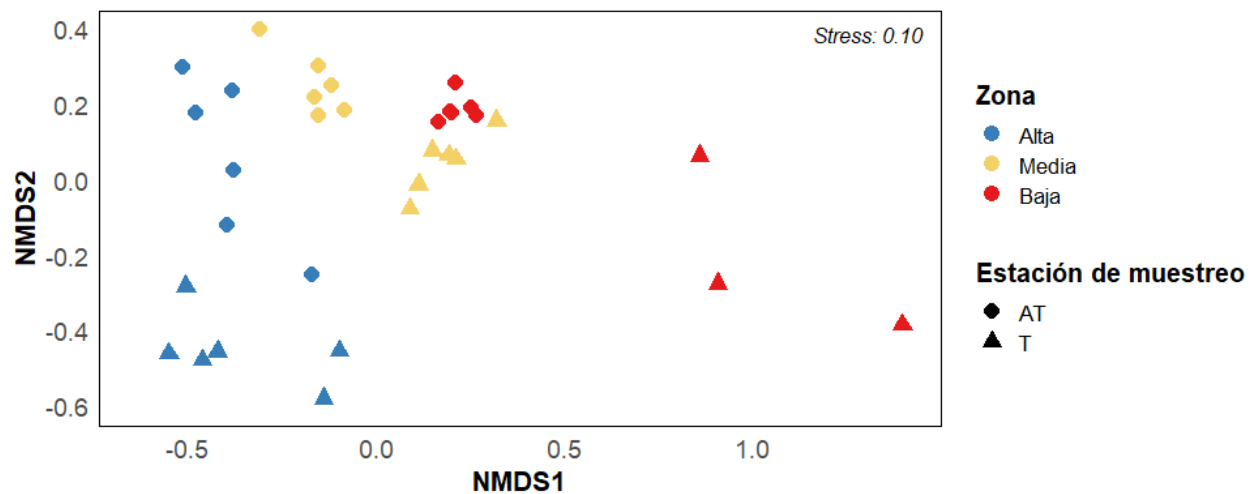


Figura 4. Escalamiento Multidimensional No Métrico (nMDS) de las similitudes de Bray-Curtis de los ensamblajes de macroinvertebrados (transformación $\log(x+1)$) de las estaciones de monitoreo 100 metros antes del tributario (AT) y tributario (T) de la zona alta, media y baja. Valor de estrés: 0.10.

Al realizar la comparación por pares entre las estaciones de monitoreo AT y T de todas las zonas, se evidenció una clara diferenciación en la composición biológica (Figura 4), la cual fue estadísticamente significativa (ANOSIM; R global = 0.821; $p = 0.001$). La mayor disimilitud se

observó en la zona baja entre las estaciones AT y T ($R = 0.988$; $p = 0.018$), seguida de las estaciones de monitoreo de la zona media ($R = 0.881$; $p = 0.002$) y las estaciones de monitoreo de la zona alta ($R = 0.743$; $p = 0.002$).

Las diferencias en la composición biológica entre las estaciones AT y T de cada zona podrían deberse a la modificación de los parámetros ambientales ocasionados por la incorporación de cargas contaminantes, especialmente a descargas de aguas residuales (Ríos-Touma et al., 2022). Los estudios realizados por Pauta et al. (2019) y Pauta et al. (2020) corroboran que los ríos Tomebamba y Yanuncay (zonas de influencia de nuestro estudio) son receptores críticos de aguas residuales domésticas, debido a la constante expansión poblacional y a la ausencia de interceptores de las aguas residuales no considerados en los planes maestros de hace varias décadas atrás (Jerves-Cobo et al., 2018; Pauta et al., 2019).

El análisis SIMPER, en la zona alta mostró una disimilitud del 47.96% entre las comunidades bentónicas de las estaciones AT y T. El género *Baetodes* fue el mayor (8.89%) contribuyente a esta diferencia, y registró una media mayor en la estación AT (Tabla 3). Investigaciones como Vázquez et al. (2020) y Forsin & Falcão (2007) determinaron que el género *Baetodes* presenta una preferencia por flujos rápidos y turbulentos con sustratos pedregosos debido a sus adaptaciones morfológicas. Además Gutiérrez-Garaviz et al. (2023) menciona que este taxón también está asociado positivamente con el oxígeno disuelto. Sin embargo Ríos-Touma et al. (2022) y Prat et al. (2009) señalan que, a pesar de ser indicadores de aguas de buena calidad, presentan rangos de tolerancia variable, razón por la cual pueden habitar tanto arroyos naturales como agrícolas.

El segundo grupo taxonómico que aportó la mayor disimilitud entre las estaciones AT y T fue Hydrachnidia (8.79%), evidenciando una mayor frecuencia en la estación T (Tabla 3). Este taxón incluye diversas especies que se encuentran distribuidas en amplios ecosistemas, por lo que pueden habitar sitios con condiciones ambientales variables (Young, 1969). Dado que la estación T presenta mayor CE, TDS y Turb que la estación AT, se puede relacionar que gran parte de los ejemplares registrados son tolerantes a estas características, esto concuerda con lo reportado por Goldschmidt et al. (2016), en donde se determinó que ciertas especies de Hydrachnidia son más frecuentes en áreas con mayor influencia antrópica como zonas agrícolas y matorrales, sin embargo, otros ejemplares muestran preferencias por aguas prístinas (Goldschmidt, 2016).

Por otro lado, los géneros *Metrichia* e *Hydra* registraron porcentajes de disimilitud de 8.62% y 8.06% respectivamente. El género *Metrichia* se asocia mayoritariamente a hábitats de sustratos rocosos con musgo y arroyos con zonas de salpicaduras (Huamantínco & Ortiz, 2010; Santos et al., 2016; Springer, 2010b), razón por la cual se presenta con mayor frecuencia en la estación T. En contraste, la estación AT al presentar valores de OD, %OD y pH ligeramente superiores a la estación T, favorecieron a la abundancia de *Hydra* (Forero-Céspedes et al., 2016; Roldán-Pérez, 1996). Adicionalmente en la Tabla 3, se presentan otros taxones relevantes que registraron el mayor aporte de disimilitud entre las estaciones de interés.

Tabla 3. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y tributario (T) de la zona alta, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón. % = porcentaje.

Especie	$\bar{x}$ AT	$\bar{x}$ T	$\bar{x}$ disimilitud	% contribución	% acumulado
Porcentaje de disimilitud: 47.96%					
<i>Baetodes</i>	3.71	1.37	4.27	8.89	8.89
<i>Hydrachnidia</i>	0.12	3.11	4.22	8.79	17.68
<i>Metrichia</i>	1.13	3.90	4.13	8.62	26.30
<i>Hydra</i>	3.28	0.72	3.87	8.06	34.36
<i>Camelobaetidiu</i>	2.05	0.30	2.74	5.72	40.08
<i>Hyaella</i>	0.00	1.41	2.05	4.27	44.35
<i>Simulium</i>	1.49	0.38	1.91	3.98	48.33
<i>Cailloma</i>	0.12	1.43	1.88	3.92	52.26
<i>Physa</i>	1.31	2.33	1.75	3.66	55.91
Chironomidae	5.60	5.37	1.60	3.33	59.24
<i>Molophilus</i>	1.35	2.15	1.54	3.20	62.44
<i>Austrolimnius</i>	0.58	1.21	1.35	2.81	65.24
<i>Girardia</i>	0.93	0.12	1.28	2.68	67.92
Oligochaeta	5.62	6.23	1.28	2.67	70.59
<i>Maruina</i>	0.74	0.35	1.09	2.28	72.87
<i>Ecuaphlebia</i>	0.00	0.81	1.06	2.21	75.08
<i>Palpomyia</i>	0.51	0.53	1.02	2.13	77.21
<i>Neoplasta</i>	1.19	1.24	0.99	2.06	79.27
<i>Paltostoma</i>	0.57	0.35	0.97	2.03	81.30
<i>Leptohyphes</i>	0.23	0.62	0.81	1.70	82.99
<i>Heterelmis</i>	0.48	0.23	0.75	1.57	84.57
<i>Andesiops</i>	0.00	0.57	0.69	1.44	86.01
<i>Atopsyche</i>	0.00	0.46	0.62	1.28	87.29

Especie	$\bar{x}$ AT	$\bar{x}$ T	$\bar{x}$ disimilitud	% contribución	% acumulado
<i>Mayobaetis</i>	0.35	0.18	0.61	1.28	88.57
Elmidae sp.	0.00	0.35	0.58	1.21	89.77

Para la zona media, se obtuvo un porcentaje de disimilitud global de 39.82% entre las estaciones de AT y T. Los géneros *Camelobaetidius* y *Baetodes* fueron los principales contribuyentes a esta diferencia, representando el 18.95% y 16.77% de disimilitud respectivamente. La presencia de estos taxones en el tributario fue nula ($\bar{x} = 0$), por lo que puede estar asociado al estado de hipoxia severa de esta estación. Gutiérrez-Garaviz et al. (2023), Ríos-Touma et al. (2022) y Forero-Céspedes et al. (2016) mencionan que, a pesar de que estos géneros presentan rangos de tolerancia a cargas contaminantes, están asociados positivamente con la concentración de oxígeno, razón por la cual, al registrar valores críticos se produce la ausencia total de estos taxones. Por otro lado, el género *Physa* presentó un porcentaje de disimilitud del 6.89%, pero a diferencia de los casos anteriores, este incrementó su abundancia en el tributario ($\bar{x} = 3.98$), lo que sugiere una posible asociación con concentraciones más altas de TDS, Turb y CE de la estación de monitoreo T (Rivera-Usme et al., 2013). En la Tabla 4, se presentan los principales taxones que registraron mayor aporte de disimilitud entre las estaciones de interés.

Tabla 4. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y tributario (T) de la zona media, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón. % = porcentaje.

Especie	$\bar{x}$ AT	$\bar{x}$ T	$\bar{x}$ disimilitud	% contribución	% acumulado
Porcentaje de disimilitud: 39.82%					
<i>Camelobaetidius</i>	4.35	0.00	7.55	18.95	18.95
<i>Baetodes</i>	3.76	0.00	6.68	16.77	35.72
<i>Physa</i>	2.86	3.98	2.74	6.89	42.61
<i>Girardia</i>	2.70	1.61	2.70	6.78	49.39
Ostracoda	0.00	1.51	2.62	6.59	55.98
<i>Hydra</i>	3.97	2.91	2.60	6.54	62.52
Oligochaeta	5.97	6.97	2.34	5.88	68.40
Gordiidae	0.48	1.48	2.10	5.27	73.66
Chironomidae	4.34	4.60	2.09	5.26	78.92
<i>Helobdella</i>	0.88	0.00	1.47	3.70	82.61

Especie	$\bar{x}$ AT	$\bar{x}$ T	$\bar{x}$ disimilitud	% contribución	% acumulado
<i>Maruina</i>	0.75	0.12	1.45	3.64	86.25
<i>Psychoda</i>	0.58	0.62	1.20	3.01	89.26

Para la parte baja se determinó una disimilitud promedio global de 81.04% entre las estaciones AT y T. Los grupos taxonómicos Oligochaeta, *Physa* y Chironomidae contribuyeron en mayor proporción a estas diferencias con 22.39%, 21.47% y 14.03% respectivamente, en donde presentaron una abundancia considerablemente superior a la estación AT (Tabla 5). De acuerdo con Mandaville (2002) los grupos Oligochaeta, Chironomidae y *Physa* presentan rangos de tolerancia muy altos a cargas contaminantes, incluso a estados de anoxia; aunque, la exposición prolongada a estas condiciones puede afectar su estructura comunitaria. En la Tabla 5, se presenta otros taxones relevantes que registraron mayor aporte de disimilitud entre las estaciones de interés.

Tabla 5. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y tributario (T) de la zona baja, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón. % = porcentaje.

Especie	$\bar{x}$ AT	$\bar{x}$ T	$\bar{x}$ disimilitud	% contribución	% acumulado
Porcentaje de disimilitud: 81.04%					
Oligochaeta	8.22	1.79	18.14	22.39	22.39
<i>Physa</i>	6.91	0.58	17.40	21.47	43.86
Chironomidae	4.69	0.58	11.37	14.03	57.89
<i>Hydra</i>	4.14	0.12	10.80	13.33	71.22
<i>Girardia</i>	1.91	0.00	5.05	6.23	77.45
<i>Psychoda</i>	2.28	1.22	4.86	6.00	83.45
<i>Helobdella</i>	1.76	0.00	4.78	5.89	89.34

El análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) realizado para las estaciones AT y DT mostró una agrupación por zona, pero no una distinción por estaciones (Figura 5), resultado alineado con lo obtenido en la prueba ANOSIM (alta: $R = 0.130$; $p = 0.135$; media: $R = -0.026$; $p = 0.564$; baja: $R = 0.183$; $p = 0.076$). Este resultado coincide con lo reportado en el estudio de Jerves-Cobo et al. (2018), donde algunas estaciones de monitoreo antes y después de descargas de aguas residuales urbanas, no presentaron diferencias significativas debido a que la

velocidad de flujo genera una dilución de la carga orgánica. No obstante, otros estudios como Mac Nally et al. (2011), atribuyen la ausencia de cambios en las comunidades principalmente a la similitud de hábitats, limitaciones temporales, efectos inmediatos (punto de confluencia) o influencia del tributario poco significativa. La evidencia en nuestro estudio sugiere que al presentarse un caudal menor en las estaciones T en comparación al cauce principal, es posible un efecto de dilución de la carga contaminante, contribuyendo a la estabilidad de las comunidades de macroinvertebrados.

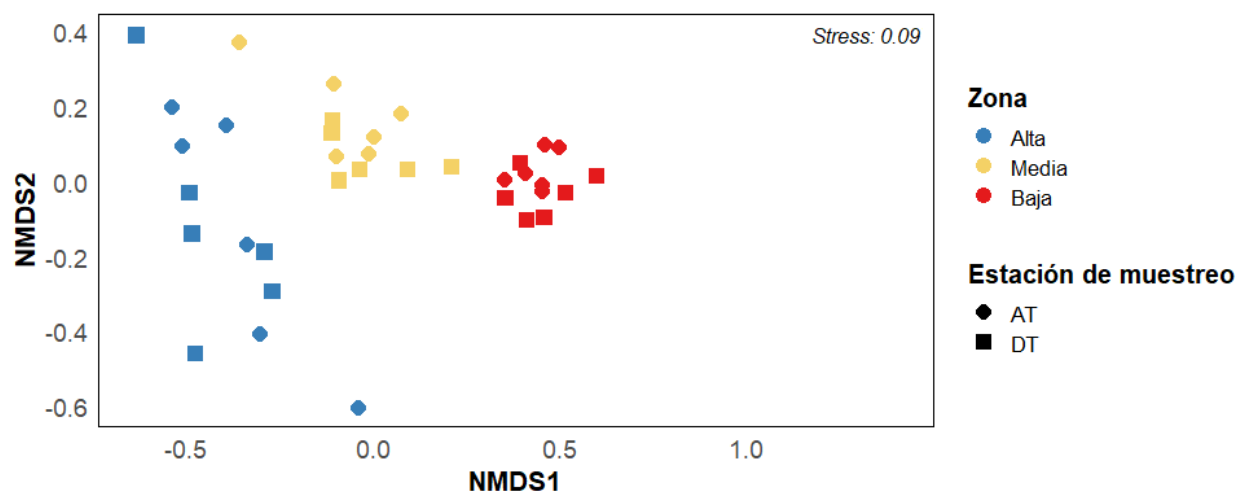


Figura 5. Escalado Multidimensional No Métrico (nMDS) de las similitudes de Bray-Curtis de los ensamblajes de macroinvertebrados (transformación log (x+1)) de las estaciones de monitoreo 100 metros antes del tributario (AT) y 100 metros después del tributario (DT) de la zona alta, media y baja. Valor de estrés: 0.09.

Los porcentajes de disimilitud global entre las estaciones AT y DT de todas las zonas fueron menores con relación a todos los obtenidos con la estación T. Para la zona alta se determinó una disimilitud de 34.5%, siendo Chironomidae el mayor contribuyente con el 6.68%. El género *Simulium* aportó 6.40%, mientras que *Hydra* contribuyó con un 5.88%. Las medias obtenidas en las estaciones AT y DT de la zona alta no presentaron fluctuaciones considerables (Tabla 6), debido a que las variables ambientales entre ambas estaciones son similares. Estos resultados concuerdan con Coleman et al. (2021), donde se menciona que las especies registradas en los puntos aguas arriba y aguas abajo del tributario son relativamente constantes; si bien se observan cambios en su abundancia relativa, estos cambios no son uniformes ni significativos para modificar toda la

comunidad registrada. En la Tabla 6, se presentan los principales taxones que registraron mayor aporte de disimilitud entre las estaciones de interés.

Tabla 6. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y 100 metros después del tributario (DT) de la zona alta, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón. % = porcentaje.

Especie	$\bar{x}$ AT	$\bar{x}$ DT	$\bar{x}$ disimilitud	% contribución	% acumulado
Porcentaje de disimilitud: 34.5%					
Chironomidae	5.60	6.54	2.30	6.68	16.57
<i>Simulium</i>	1.49	1.31	2.21	6.40	22.97
<i>Hydra</i>	3.28	4.66	2.03	5.88	28.85
Oligochaeta	5.62	6.74	1.94	5.63	34.48
<i>Camelobaetidius</i>	2.05	2.63	1.79	5.20	39.68
<i>Limonicola</i>	0.37	1.16	1.78	5.17	44.85
<i>Physa</i>	1.31	0.93	1.56	4.52	49.37
<i>Andesiops</i>	0.00	1.01	1.42	4.11	53.48
<i>Metrichia</i>	1.13	1.40	1.29	3.74	57.22
Hydrachnidia	0.12	1.01	1.28	3.71	60.93
<i>Paltostoma</i>	0.57	0.70	1.26	3.64	64.57
<i>Girardia</i>	0.93	0.30	1.21	3.50	68.07
<i>Maruina</i>	0.74	0.74	1.12	3.26	71.33
<i>Molophilus</i>	1.35	1.14	1.09	3.16	74.49
Collembola	0.12	0.90	1.07	3.09	77.57
<i>Palpomyia</i>	0.51	0.73	1.04	3.00	80.58
<i>Neoplasta</i>	1.19	1.35	0.97	2.82	83.39
<i>Austrolimnius</i>	0.58	0.41	0.82	2.37	85.76
<i>Heterelmis</i>	0.48	0.23	0.74	2.16	87.92
<i>Mayobaetis</i>	0.35	0.00	0.50	1.45	89.36

Para la zona media se obtuvo un porcentaje de disimilitud global de 23.23% entre las estaciones AT y DT. El género *Baetodes* registró el mayor porcentaje de disimilitud individual (11.64%). El género *Physa* representó el 9.63%, seguido de *Girardia* con un porcentaje de disimilitud de 8.95%. Las medias obtenidas para estos géneros no registraron variaciones considerables entre los puntos AT y DT de la zona media, no obstante, se evidencia un ligero aumento en los taxones que presentan rangos de tolerancia más amplios como *Physa* y *Girardia* y una leve disminución en los taxones con rangos de tolerancia menor a cargas contaminantes como *Baetodes* (Mandaville, 2002;

Ríos-Touma et al., 2014; Zamora, 2007). De acuerdo con Rice et al. (2001), estas pequeñas variaciones en la abundancia pueden estar determinadas por la heterogeneidad física de los microhábitats, más no de la variación en las condiciones ambientales; sin embargo, estudios como Hampel et al. (2023) y Castillejo et al. (2024), señalan que gradientes de contaminación ocasionados por presión antropogénica influyen en la composición de las comunidades de macroinvertebrados. En la Tabla 7, se presenta los principales taxones que registraron mayor aporte de disimilitud entre las estaciones de interés.

Tabla 7. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y 100 metros después del tributario (DT) de la zona media, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón. % = porcentaje.

Espece	$\bar{x}$ AT	$\bar{x}$ DT	$\bar{x}$ disimilitud	% contribución	% acumulado
Porcentaje de disimilitud: 23.23%					
<i>Baetodes</i>	3.76	3.37	2.71	11.64	11.64
<i>Physa</i>	2.86	3.85	2.24	9.63	21.28
<i>Girardia</i>	2.70	3.08	2.08	8.95	30.23
<i>Camelobaetidiu</i>	4.35	4.48	1.90	8.16	38.39
Oligochaeta	5.97	6.76	1.88	8.08	46.47
<i>Hydra</i>	3.97	4.49	1.65	7.10	53.57
Chironomidae	4.34	4.95	1.23	5.28	58.84
<i>Maruina</i>	0.75	0.41	1.20	5.15	64.00
<i>Psychoda</i>	0.58	0.85	1.14	4.90	68.89
<i>Helobdella</i>	0.88	0.65	1.06	4.55	73.44
<i>Neoplasta</i>	0.23	0.60	0.92	3.97	77.41
Collembola	0.00	0.60	0.88	3.79	81.20
<i>Molophilus</i>	0.58	0.41	0.73	3.16	84.35
Gordiidae	0.48	0.46	0.72	3.10	87.45
<i>Limnophora</i>	0.12	0.23	0.38	1.65	89.10

En la zona baja se registró un porcentaje de disimilitud de 17.97% entre las estaciones AT y DT. El género *Hydra* fue el principal contribuyente aportando el 17.03% de disimilitud, con una media superior en la estación AT (Tabla 8) atribuido posiblemente a una concentración más alta de oxígeno (Roldán-Pérez, 1996). Los grupos taxonómicos Chironomidae, *Physa* y *Helobdella* representaron el 11.30%, 9.62% y 8.41% de disimilitud respectivamente. Los valores de las medias de estos grupos taxonómicos no registraron variaciones considerables entre las estaciones AT y DT

de la zona baja; aunque, fue evidente una ligera disminución de taxones con rangos de tolerancia intermedios (*Physa*, *Helobdella* y *Hydra*) y el incremento de familias (Chironomidae) con rangos de tolerancia amplios a la contaminación (Mandaville, 2002; Roldán-Pérez, 2003), estos resultados recalcan la influencia de la estación T sobre DT. En la Tabla 8, se presenta los principales taxones que registraron mayor aporte de disimilitud entre las estaciones de interés.

Tabla 8. Porcentajes de similitud (SIMPER) de las estaciones 100 metros antes del tributario (AT) y 100 metros después del tributario (DT) de la zona baja, donde $\bar{x}$ indica el promedio de abundancia de cada taxón. % = porcentaje.

Especie	$\bar{x}$ AT	$\bar{x}$ DT	$\bar{x}$ disimilitud	% contribución	% acumulado
Porcentaje de disimilitud: 17.97%					
<i>Hydra</i>	4.14	2.55	3.06	17.03	17.03
Chironomidae	4.69	5.59	2.03	11.30	28.33
<i>Physa</i>	6.91	6.15	1.73	9.62	37.95
<i>Helobdella</i>	1.76	1.34	1.51	8.41	46.35
<i>Psychoda</i>	2.28	1.80	1.41	7.83	54.18
<i>Girardia</i>	1.91	1.63	1.32	7.37	61.55
<i>Hyaella</i>	0.65	1.01	1.21	6.73	68.28
<i>Maruina</i>	0.57	0.00	0.93	5.16	73.44
Oligochaeta	8.22	8.27	0.87	4.85	78.30
Gordiidae	0.78	0.91	0.85	4.75	83.04
Collembola	0.35	0.12	0.63	3.48	86.52
<i>Ostracoda</i>	0.23	0.46	0.61	3.38	89.91

4.2. Principales variables fisicoquímicas que afectan en la composición y estructura de las comunidades bentónicas

Mediante la aplicación de un Análisis de Redundancia (RDA), se identificaron cinco variables ambientales significativamente asociadas con la estructura comunitaria de macroinvertebrados ($p_{adj} < 0.01$): OD, caud, CE, Turb y pH (Anexo D). Las variables ambientales identificadas explicaron el 33.95% de la varianza total de los datos, distribuyéndose en 21.7% para el eje 1 y 12.25% para el eje 2. Los géneros *Baetodes* y *Camelobaetidius* mostraron una fuerte asociación positiva hacia zonas con mayor concentración de OD (Figura 6), resultado que se puede corroborar con lo reportado por Forero-Céspedes et al, (2016) y Forsin & Falcão, (2007), quienes registraron las mismas afinidades de estos taxones hacia OD. Por otro lado, Hampel et al. (2023) en sus

reportes mencionan que estos géneros mostraron una correlación con CE, lo que sugiere que a pesar de que estos dos géneros formen parte de los organismos considerados como bioindicadores de buena calidad de agua, algunas especies también podrían ser más tolerantes a ciertas cargas contaminantes de tipo orgánico (Prat et al., 2009).

Hydra y Chironomidae presentaron una asociación negativa con CE y Turb, mientras que *Hyaella* una asociación positiva; estas asociaciones estarían relacionadas con adaptaciones ecológicas específicas que les permiten generar cierto grado de tolerancia ante disturbios, lo que les podría favorecer en un contexto de competencia por alimento y espacio (Hampel et al., 2023; Popović et al., 2025). El estudio de Kovačević et al. (2024) mencionan que *Hydra* generalmente se encuentra en aguas claras y mayormente asociadas a buena oxigenación y poca concentración de CE, estos se confirman con lo registrado en esta investigación.

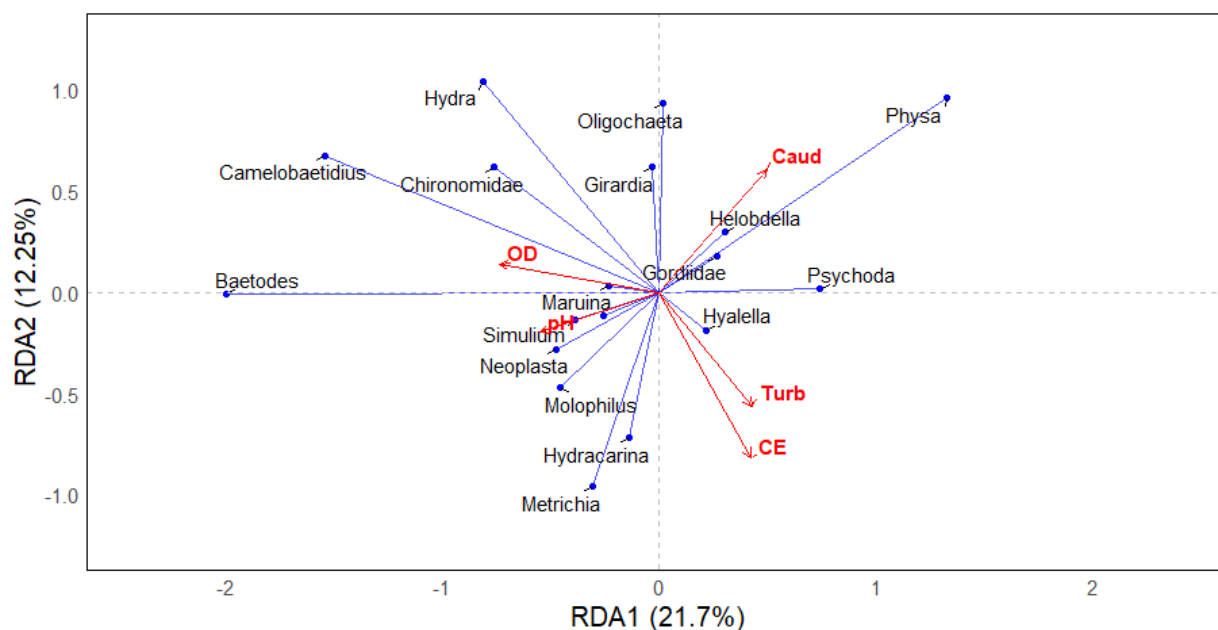


Figura 6. Análisis de Redundancia (RDA) de las comunidades de macroinvertebrados en las 90 submuestras realizadas. CE = conductividad eléctrica, pH = Potencial de Hidrógeno, OD = Oxígeno disuelto, Turb = Turbiedad, Caud = Caudal.

La variable Caud evidencia una asociación positiva con los géneros *Physa*, *Helobdella* y *Psychoda* y de forma negativa con *Molophilus* (Figura 6), lo que señala una mayor abundancia en sitios con mayor flujo de agua. Este resultado concuerda con lo mencionado por Roldán-Pérez (1996), donde indica que estos taxones pueden estar tanto en aguas quietas como corrientes; cabe mencionar que

este autor también indica que *Psychoda* puede ser un indicador de la presencia de materia orgánica en descomposición. Mientras que *Simulium*, *Neoplasta*, *Metrichia* e Hydrachnidia estuvieron asociados a la variable pH. Esta relación sugiere que variaciones en este parámetro podrían actuar como un factor determinante importante para la estabilidad de estos géneros, ya que un pH favorable asocia a una mayor presencia de especies sensibles, mientras que un pH alterado reduce las condiciones óptimas, limitando el hábitat a especies más tolerantes o provocando la desaparición de especies menos resistentes (Ciadamidaro et al., 2016; Miccoli et al., 2013; Roldán-Pérez, 1996).

4.3. Capacidad de recuperación de las comunidades bentónicas

La capacidad de recuperación de las comunidades bentónicas se determinó mediante la aplicación de regresión lineal a las 21 métricas biológicas obtenidas en las estaciones de monitoreo DT (100 metros después del tributario), DT5 (500 metros después del tributario) y DT10 (1000 metros después del tributario). Este análisis mostró relaciones significativas de cuatro métricas (riqueza, abundancia total, diversidad de Fisher y riqueza de EPT) (Anexo E).

La riqueza registrada en las tres zonas de estudio (alta, media y baja), muestran una tendencia decreciente significativa conforme aumenta la distancia (Figura 7a). La disposición de esta pendiente evidencia un proceso de recuperación ecológica nula, lo que sugiere que las condiciones ambientales del cauce principal se agravan aguas abajo, posiblemente por el aumento progresivo de la presión antrópica (Correa-Araneda et al., 2010; Dorskocil, 2020). En el estudio realizado por Zhang et al. (2023), se menciona que la capacidad de recuperación de las comunidades biológicas depende fuertemente de las condiciones fisicoquímicas dominantes, las cuales se relacionaron con las concentraciones del nitrógeno, fósforo y carbono orgánico total. Esto nos plantea la necesidad de considerar otras variables químicas que puedan limitar de manera más clara la presencia/ausencia de los taxones.

En cuanto a la abundancia total, la zona media y baja presentaron tendencias negativas significativas (Figura 7b), lo que representa una disminución de la cantidad de individuos conforme aumenta la distancia. Armijos-Arcos et al. (2025) sugiere que las zonas que ya tienen un grado de contaminación presentan disminuciones claras en los índices biológicos, lo que se puede evidenciar en nuestro estudio. Además, Greathouse et al. (2005) menciona que, si bien la capacidad de recuperación para todas las métricas no es la misma, la ausencia total puede reflejar una

reducción en la capacidad de respuesta del ecosistema por la persistencia de un factor ambiental estresante.

Para el índice de diversidad de Fisher y la riqueza de EPT se evidenció una pendiente negativa significativa solo para la zona alta (Figura 7c-d). La disminución de estas métricas a lo largo del tramo de distancia establecido, indica una reducción en la diversidad con una menor distribución entre taxones registrados (diversidad de Fisher), así como una disminución de taxones considerados como indicadores de buena calidad de agua (Riqueza EPT). Estos resultados pueden sugerir la pérdida de especies sensibles y la dominancia de especies tolerantes, efecto producido por el aumento progresivo de las actividades antrópicas conforme el cauce principal ingresa a la zona urbana (Jerves-Cobo et al., 2018; Ríos-Touma et al., 2022).

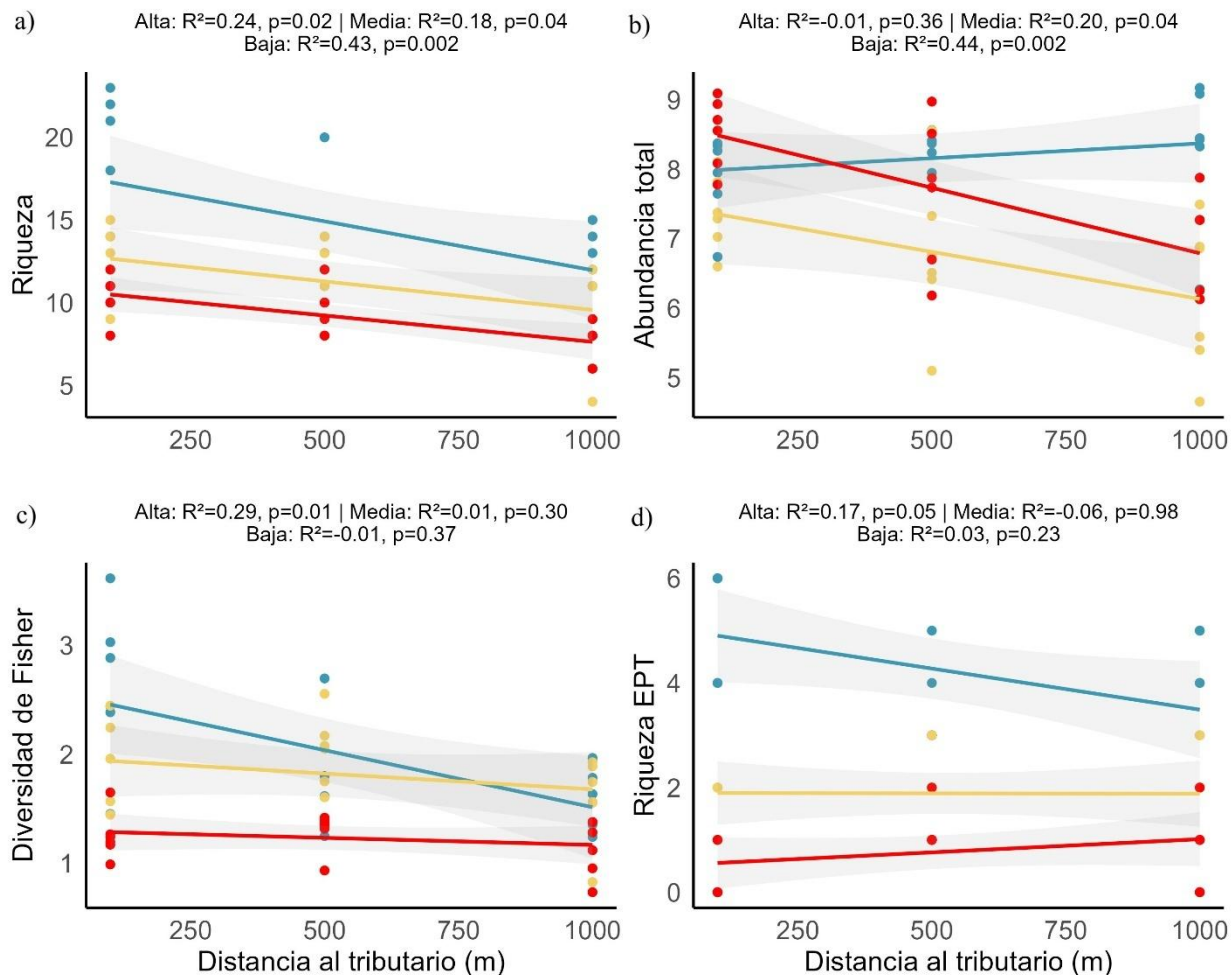


Figura 7. Regresión lineal simple para métricas significativas ($p < 0.05$) de la comunidad de macrobentos en función a las estaciones DT (100 metros), DT5 (500 metros) y DT10 (1000

metros). Zona alta (valores registrados = puntos azules; regresión lineal simple = línea continua azul), zona media (valores registrados = puntos amarillos; regresión lineal simple = línea continua amarilla), zona baja (valores registrados = puntos rojos; regresión lineal simple = línea continua roja).

CAPITULO IV

5. CONCLUSIONES

Este estudio fue realizado en las subcuencas del río Tomebamba y Yanuncay, en la zona periurbana y urbana de la ciudad de Cuenca, durante un periodo de sequía hidrológica. Se destaca la importancia del monitoreo continuo y conservación de los diferentes tributarios ubicados en los centros poblados y su vulnerabilidad ante la contaminación antrópica, especialmente ante descargas de aguas residuales. Se determinó que los tributarios expuestos a diferentes niveles de contaminación influyen de manera diferencial en la calidad ambiental y biológica de los ríos de alta montaña generando un deterioro progresivo e irreversible en los ecosistemas acuáticos.

El gradiente de variación de la calidad ambiental y biológica del agua se vio reflejado desde la zona alta hacia la zona baja, mostrando un patrón progresivo de disminución de las condiciones ecológicas del cauce principal y los tributarios. La zona alta se asoció a ambientes con elevadas concentraciones de OD e ICAs de buena calidad, por lo que son hábitats favorables para géneros considerados como indicadores de ambientes naturales o medianamente intervenidos como *Baetodes* y *Camelobaetidius* (Familia: Baetidae; puntuación ABI = 4). La zona media presentó un proceso incipiente de deterioro en la calidad fisicoquímica y biológica, ya que se asoció a ambientes con una menor concentración de OD y ligeros incrementos de CE y Turb, favoreciendo el aumento de taxones con rangos de tolerancia mayor como *Physa* (Familia: Physidae; puntuación ABI = 3).

Por otro lado, la zona baja se asoció con la variable Caud y presentó valores elevados de CE y Turb debido a un mayor arrastre de contaminantes provenientes de fuentes difusas y puntuales de aguas residuales. Estas condiciones favorecieron a la dominancia de taxones con rango de tolerancia altos como *Oligochaeta* (ABI = 1) y *Chironomidae* (ABI = 2). Bajo este contexto, los organismos con un rango de tolerancia bajo no forman parte del ensamblaje de macroinvertebrados de la zona baja, lo que se traduce en un deterioro severo del ecosistema acuático, y por ende a la proliferación de taxones con mayor tolerancia al disturbio.

Las principales variables ambientales que afectan la composición y estructura de las comunidades bentónicas fueron el OD, Caud, CE y Turb. Las zonas con mayores niveles de OD y menores concentraciones de CE y Turb presentaron taxones indicadores de buena calidad de agua (alta

sensibilidad); sin embargo, la presencia de géneros como *Baetodes* y *Camelobaetidius*, con rangos de tolerancia intermedios, así como especies de la familia Chironomidae, asociadas a una tolerancia baja y moderada a la contaminación, sugiere una presión antrópica leve en estos sitios. Por otro lado, las zonas que presentaron caudales elevados estuvieron asociados a taxones como *Physa*, *Psychoda*, *Helobdella* y *Oligochaeta* (tolerancia baja), cuya presencia está relacionada con el arrastre y acumulación de contaminantes, evidenciando un mayor grado de perturbación en las zonas que registraron estos taxones.

Respecto a la capacidad de recuperación de las comunidades bentónicas frente a la influencia de los tributarios, no se evidenció un proceso de recuperación. Estos resultados indican que las condiciones ambientales y biológicas de los ríos monitoreados no responden a las características de ambientes bien conservados, ya que se observa un grado de perturbación desde la zona alta que empeora conforme aumenta la densidad urbana, sugiriendo que existe un estrés continuo en todos los cuerpos de agua (tributarios y ríos principales). Por lo tanto, el tributario con diferente grado de contaminación en cada zona de estudio no se comporta como una perturbación transitoria, debido a un flujo continuo de una carga contaminante y a problemas de contaminación preexistentes en el cauce principal limitando su capacidad de resiliencia. Cabe mencionar que estos resultados también pueden ser producto de un efecto acumulativo de otros contaminantes no evaluados dentro de las estaciones T.

6. RECOMENDACIONES

Para futuras investigaciones es necesario la incorporación de nuevas variables fisicoquímicas como nutrientes y metales pesados, con el fin de tener una visión más amplia de la dinámica real de los ríos estudiados y del comportamiento de los indicadores biológicos, ya que estos pueden responder de manera más explícita a los efectos derivados del inadecuado manejo de los ríos urbanos. Además, se recomienda realizar otro monitoreo en estación lluviosa para una evaluación más completa.

Finalmente, es necesario una actualización, seguimiento y una adecuada planificación de la expansión urbana con el objetivo de evitar el vertimiento de aguas residuales sin tratar a cuerpos receptores, así como también es necesario plantear programas eficientes de conservación para los bosques de ribera, ya que estos actúan como estabilizadores de suelo, reguladores de temperatura

del agua, fuente de materia orgánica para comunidades acuáticas y filtradores de contaminantes y sedimentos.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R., Ríos, B., 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-Badaii, F., Shuhaimi-Othman, M., & Gasim, M. B. (2013). Water Quality Assessment of the Semenyih River, Selangor, Malaysia. *Journal of Chemistry*, 2013(1). <https://doi.org/10.1155/2013/871056>
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *Simpósio Del Agua (SIAGA)*, 2, 203–2113. <https://doi.org/10.1080/11250009409355910>
- Alba-Tercedor, J., & Sánchez-Ortega, A. (1988). UN MÉTODO RÁPIDO Y SIMPLE PARA EVALUAR LA CALIDAD BIOLÓGICA DE LAS AGUAS CORRIENTES BASADO EN EL DE HELLAWELL. *Limnética*, 17(2), 242–246. <https://doi.org/10.3145/epi.2008.mar.18>
- Alcaldía de Cuenca. (2017). *Experiencias de éxito* (Vol. 1). Alcaldía de Cuenca. https://www.cuenca.gob.ec/system/files/Catalogo%20Buenas%20Practicas_IMPRENTA%20FINAL_1.pdf
- Allafta, H., & Opp, C. (2020). Spatio-temporal variability and pollution sources identification of the surface sediments of Shatt Al-Arab River, Southern Iraq. *Scientific Reports*, 10(1), 6979. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63893-w>
- Armijos-Arcos, F., Salazar, C., Beltrán-Dávalos, A. A., Kurbatova, A. I., & Savenkova, E. V. (2025). Assessment of Water Quality and Ecological Integrity in an Ecuadorian Andean Watershed. *Sustainability (Switzerland)*, 17(8). <https://doi.org/10.3390/su17083684>
- Benda, L., Poff, N. L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G., & Pollock, M. (2004). The network dynamics hypothesis: How channel networks structure riverine habitats. *BioScience*, 54(5), 413–427. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0413:TNDHHC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0413:TNDHHC]2.0.CO;2)
- Blair, T. C., & Mcpherson, J. G. (1999). Grain-size and textural classification of coarse sedimentary particles. *Journal of Sedimentary Research*, 69(1), 6–19.
- Boiten, W. (2003). *Hydrometry*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203971093>
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R*. Springer New York. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- Bridges, E. (1990). *World Geomorphology* (Cambridge University Press, Ed.).
- Brown, R. A., & Pasternack, G. B. (2014). Hydrologic and topographic variability modulate channel change in mountain rivers. *Journal of Hydrology*, 510, 551–564. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.048>

- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Tozer, G. (1970). *A Water Quality Index: Do We Dare?* (10th ed., Vol. 117). Water Sewage Works.
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B., & Schulz, C.-J. (2013). Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. *Environmental Pollution*, 173, 157–167. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.011>
- Capparelli, M., Cabrera, M., Rico, A., Lucas-Solis, O., Alvear-S, D., Vasco, S., Galarza, E., Shiguango, Lady, Pinos-Velez, V., Pérez-González, A., Espinosa, R., & M. Moulatlet, G. (2021). An Integrative Approach to Assess the Environmental Impacts of Gold Mining Contamination in the Amazon. *Toxics*, 9(7), 149. <https://doi.org/10.3390/toxics9070149>
- Carrasco, M., Pineda, R., & Pérez, R. (2010). Habitat quality of the Tomebamba and Yanuncay Rivers in Ecuador. *Ciencia@UAQ*, 3.
- Castillejo, P., Ortiz, S., Jijón, G., Lobo, E. A., Heinrich, C., Ballesteros, I., & Ríos-Touma, B. (2024). Response of macroinvertebrate and epilithic diatom communities to pollution gradients in Ecuadorian Andean rivers. *Hydrobiologia*, 851(2), 431–446. <https://doi.org/10.1007/s10750-023-05276-6>
- Ceccon, E. (2017). Resiliencia, resistencia, elasticidad y fragilidad de los ecosistemas ribereños de montaña. In G. Cruz & E. Guerra (Eds.), *Ecosistemas ribereños de montaña*.
- Chapelle, F. H., Bradley, P. M., McMahon, P. B., & Lindsey, B. D. (2009). What Does “Water Quality” Mean? *Groundwater*, 47(6), 752–754. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00569.x>
- Chapra, S. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*. 1.
- Ciadamidaro, S., Mancini, L., & Rivosecchi, L. (2016). Black flies (Diptera, Simuliidae) as ecological indicators of stream ecosystem health in an urbanizing area (Rome, Italy). *Annali Dell'Istituto Superiore Di Sanita*, 52(2), 269–276. https://doi.org/10.4415/ANN_16_02_20
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143.
- Clarke, K. R., Warwick, R. M., & Marine, P. (2001). *Change in marine communities An Approach to Statistical Analysis and Interpretation* (2da ed.). Primer-E: Plymouth.
- Coleman, D., Brooks, A., & MacRae, L. (2021). *The influence of unregulated tributaries on macroinvertebrate communities in a regulated river : Gwydir regulated river water source* (p. 16). Department of Planning, Industry and Environment.
- Correa-Araneda, F., Rivera, R., Urrutia, J., De Los Ríos, P., Contreras, Á., & Encina-Montoya, F. (2010). Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

- de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica*, 29(2), 183–194.
<https://doi.org/10.23818/limn.29.15>
- Davies-Colley, R. J., & Smith, D. G. (2001). Turbidity suspended sediment, and water clarity: A review. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 37(5), 1085–1101.
<https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb03624.x>
- De la Peña, M., Larrea, C., Sasaki, K., & Smith, D. (2022). *El reúso de agua residual tratada en América Latina y el Caribe: 10 estudios de caso*. Banco Interamericano de Desarrollo.
- Diario El Mercurio. (2023, October 5). *Cuenca cumple 36 días con sequía hidrológica; dos ríos están con estiaje*. <https://elmercurio.com.ec/2023/10/05/cuenca-sequia-hidrologica-estiaje/>
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos* (Issue February 2014).
- Doskocil, L. G. (2020). *If Watersheds Spoke: A condition analysis of the Rio Tomebamba watershed in southern Ecuador using GIS analysis*.
https://digitalcollections.sit.edu/isp_collection
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163–182. <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- Encalada, A. C., Flecker, A. S., Poff, N. L. R., Suárez, E., Herrera, G. A., Ríos-Touma, B., Jumani, S., Larson, E. I., & Anderson, E. P. (2019). A global perspective on tropical montane rivers. In *Science* (Vol. 365, Issue 6458, pp. 1124–1129). American Association for the Advancement of Science. <https://doi.org/10.1126/science.aax1682>
- ETAPA EP. (2023). *Planta de tratamiento de aguas residuales de Ucubamba*.
<https://www.etapa.net.ec/agua-potable-y-saneamiento/operacion-y-mantenimiento-agua-potable-y-saneamiento/planta-de-tratamiento-de-aguas-residuales-de-ucubamba/>
- FAO. (2015). *Mapping the vulnerability of mountain peoples to food insecurity* (R. Romeo, A. Vita, R. Testolin, & T. Hofer, Eds.).
- Fernández, N., & Solano, F. (2005). Índices de Calidad (ICAs) y de Contaminación (ICOs) del agua de Importancia Mundial. In *Índices de calidad y de contaminación del Agua*. Universidad de Pamplona.
- Fisher, R. A., Corbet, A. S., & Williams, C. B. (1943). The Relation Between the Number of Species and the Number of Individuals in a Random Sample of an Animal Population. In *Source: The Journal of Animal Ecology* (Vol. 12, Issue 1).

- Flecker, A. S., & Feifarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams. In *Freshwater Biology* (Vol. 31).
- Forero-Céspedes, A., Guitiérrez, C., & Reinoso-Flóres, G. (2016). Composition and structure of the Baetidae family (Insecta: Ephemeroptera) in a Colombian Andean basin. *Hidrobiológica*, 25, 459–474.
- Forsberg, B. R., Melack, J. M., Dunne, T., Barthem, R. B., Goulding, M., Paiva, R. C. D., Sorribas, M. V., Silva, U. L., & Weisser, S. (2017). The potential impact of new Andean dams on Amazon fluvial ecosystems. *PLOS ONE*, 12(8), e0182254. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182254>
- Forsin, D., & Falcão, F. (2007). Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian river basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 130(1–3), 365–372. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9403-6>
- GAD Municipal del Cantón Cuenca. (2022). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Cuenca – Actualización 2022. Anexo 2: Diagnóstico. Dirección General de Planificación Territorial*.
- Gallegos-Sánchez, S., Domínguez, E., Encalada, A. C., & Ríos-Touma, B. (2022). Effects of experimental warming on two tropical Andean aquatic insects. *PLOS ONE*, 17(7), e0271256. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0271256>
- García-González, J., Osorio-Ortega, M. A., Saquicela-Rojas, R. A., & Cadme, M. L. (2021). Determinación del índice de calidad del agua en ríos de Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador. *Ingeniería Del Agua*, 25(2), 115. <https://doi.org/10.4995/ia.2021.13921>
- Gibert, K., Izquierdo, J., Holmes, G., Athanasiadis, I., Comas, J., & Sánchez-Marrè, M. (2008). *On the role of pre and post-processing in environmental data mining*. <http://www.iemss.org/iemss2008/index.php?n=Main.Proceedings>
- Girardi, R., Pinheiro, A., Torres, E., Kaufmann, V., & Garbossa, L. H. P. (2016). Evolution of physicochemical species concentration in streams based on heavy rainfall event data obtained for high-frequency monitoring. *RBRH*, 21(4), 653–665. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011616055>
- Goldschmidt, T. (2016). Water mites (Acari, Hydrachnidia): powerful but widely neglected bioindicators – a review. *Neotropical Biodiversity*, 2(1), 12–25. <https://doi.org/10.1080/23766808.2016.1144359>
- Goldschmidt, T., Helson, J. E., & Williams, D. D. (2016). Ecology of water mite assemblages in Panama - First data on water mites (Acari, Hydrachnidia) as bioindicators in the assessment of biological integrity of neotropical streams. *Limnologia*, 59, 63–77. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.03.007>

- Gómez-Duarte, O. G. (2018). Contaminación del agua en países de bajos y medianos recursos, un problema de salud pública. In *Revista Facultad de Medicina* (Vol. 66, Issue 1, pp. 7–8). Universidad Nacional de Colombia. <https://doi.org/10.15446/revfacmed.v66n1.70775>
- González, H., Hampel, H., Acosta, R., & Crespo, E. (2018). *Guía rápida para la identificación de macroinvertebrados en ríos altoandinos de la ciudad de Cuenca*.
- Greathouse, E. A., March, J. G., & Pringle, C. M. (2005). Recovery of a tropical stream after a harvest-related chlorine poisoning event. *Freshwater Biology*, 50(4), 603–615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01344.x>
- Guerrero, N., González, B., Pérez, K., & Arriaga, G. (2022). Aquatic macroinvertebrate community structure in soil use in the lower Mocache River micro-watershed, Ecuador. *Journal of Pharmaceutical Negative Results*, 13(3), 748–756. <https://doi.org/10.47750/pnr.2022.13.03.112>
- Guerrero-Latorre, L., Romero, B., Bonifaz, E., Timoneda, N., Rusiñol, M., Girones, R., & Ríos-Touma, B. (2018). Quito's virome: Metagenomic analysis of viral diversity in urban streams of Ecuador's capital city. *Science of The Total Environment*, 645, 1334–1343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.213>
- Gutiérrez-Garaviz, J., Zamora-González, H., & Agredo Jiménez, N. M. (2023). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la zona de autodepuración en un sistema lótico andino colombiano. *Revista Novedades Colombianas*, 18(2). <https://doi.org/10.47374/novcol.2023.v18.2360>
- Hampel, H., Vázquez, R. F., González, H., & Acosta, R. (2023). Evaluating the Ecological Status of Fluvial Networks of Tropical Andean Catchments of Ecuador. *Water (Switzerland)*, 15(9). <https://doi.org/10.3390/w15091742>
- Hellawell, J. (1978). *Biological Surveillance of River: A Biological Monitoring Handbook* (Water Research Centre: Stevenage Laboratory, Ed.).
- Holguin-Gonzalez, J. E., Boets, P., Everaert, G., Pauwels, I. S., Lock, K., Gobeyn, S., Benedetti, L., Amerlinck, Y., Nopens, I., & Goethals, P. L. M. (2014). Development and assessment of an integrated ecological modelling framework to assess the effect of investments in wastewater treatment on water quality. *Water Science and Technology*, 70(11), 1798–1807. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.316>
- Huamantínco, A., & Ortiz, W. (2010). Genera key to Trichoptera (Insecta) larvae from Western slope of the Andes. *Revista Peruana de Biología*, 17, 75–80. <http://sisbib.unmsm.edu.pe/BVRevistas/biologia/biologiaNEW.htmRev.peru.biol.17>
- INEC. (2022). *Censo Ecuador*. <https://cubos.inec.gob.ec/AppCensoEcuador/>

- Jacobsen, D. (1998). The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams. *Fundamental and Applied Limnology*, 143(2), 179–195. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/143/1998/179>
- Jacobsen, D. (2004). Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient. *Freshwater Biology*, 49(10), 1293–1305. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01274.x>
- Jacobsen, D., & Brodersen, K. (2008). Are altitudinal limits of equatorial stream insects reflected in their respiratory performance? *Freshwater Biology*, 53(11), 2295–2308. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02050.x>
- Jacobsen, D., Wiberg-Larsen, P., Brodersen, K. P., Hansen, S. B., Lindegaard, C., Friberg, N., Dall, P. C., Kirkegaard, J., Skriver, J., & Toman, M. (2020a). Macroinvertebrate communities along the main stem and tributaries of a pre-Alpine river: composition responds to altitude, richness does not. *Limnologica*, 84. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125816>
- Jacobsen, D., Wiberg-Larsen, P., Brodersen, K. P., Hansen, S. B., Lindegaard, C., Friberg, N., Dall, P. C., Kirkegaard, J., Skriver, J., & Toman, M. (2020b). Macroinvertebrate communities along the main stem and tributaries of a pre-Alpine river: composition responds to altitude, richness does not. *Limnologica*, 84. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125816>
- Jerves, R., & Armijos, F. (2016). Análisis y revisión de la red de monitoreo de calidad del aire de la ciudad de Cuenca - Ecuador. *La Granja*, 23(1). <https://doi.org/10.17163/lgr.n23.2016.03>
- Jerves, R., Lock, K., Butsel, J., Pauta, G., Cisneros, F., Nopens, I., & Goethals, P. (2018). Biological impact assessment of sewage outfalls in the urbanized area of the Cuenca River basin (Ecuador) in two different seasons. *Limnologica*, 71, 8–28. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.05.003>
- Jerves-Cobo, R., Lock, K., Van Butsel, J., Pauta, G., Cisneros, F., Nopens, I., & Goethals, P. L. M. (2018). Biological impact assessment of sewage outfalls in the urbanized area of the Cuenca River basin (Ecuador) in two different seasons. *Limnologica*, 71, 8–28. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.05.003>
- Johnson, D. L., Ambrose, S. H., Bassett, T. J., Bowen, M. L., Crummey, D. E., Isaacson, J. S., Johnson, D. N., Lamb, P., Saul, M., & Winter-Nelson, A. E. (1997). Meanings of Environmental Terms. *Journal of Environmental Quality*, 26(3), 581–589. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600030002x>
- Keb, C., Agraz, M., Perez-Balan, R., & Gutiérrez-Alcántara, E. (2022). *Química Ambiental*. <https://doi.org/10.35429/B.2022.10.1.166>

- Kovačević, G., Korać, P., Želježić, D., Sertić Perić, M., Peharec Štefanić, P., Sirovina, D., Novosel, M., & Gottstein, S. (2024). Hydra for 21st Century—A Fine Model in Freshwater Research. In *Water (Switzerland)* (Vol. 16, Issue 15). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/w16152114>
- Kumari, A., & Sarika, S. (2022). *Riverine biodiversity and importance: Potential threat, and conservational challenges. Ecological Significance of River Ecosystems.*
- Larios, F., González, C., & Morales, Y. (2015). Las aguas residuales y sus consecuencias en el Perú. *Revista Facultad de Ingeniería de La USIL*, 9–25.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology* (2nd ed.). Elsevier Science.
- López-Giraldo, A. T., Ríos-Pulgarín, M. I., & Gil-Guarín, I. C. (2023). Habitat characteristics that regulate the structure of macroinvertebrate communities in tropical mountain rivers (Antioquia, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 71(1). <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v71i1.52093>
- López-Rodríguez, A., Meerhoff, M., D'Anatro, A., de Ávila-Simas, S., Silva, I., Pais, J., Teixeira de Mello, F., Reynalte-Tataje, D. A., Zaniboni-Filho, E., & González-Bergonzoni, I. (2024). Longitudinal changes on ecological diversity of Neotropical fish along a 1700 km river gradient show declines induced by dams. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 22(2), 186–195. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.03.003>
- Ma, J., Wu, S., Shekhar, N. V. R., Biswas, S., & Sahu, A. K. (2020). Determination of Physicochemical Parameters and Levels of Heavy Metals in Food Waste Water with Environmental Effects. *Bioinorganic Chemistry and Applications*, 2020, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2020/8886093>
- Mac Nally, R., Wallis, E., & Lake, P. S. (2011). Geometry of biodiversity patterning: assemblages of benthic macroinvertebrates at tributary confluences. *Aquatic Ecology*, 45(1), 43–54. <https://doi.org/10.1007/s10452-010-9322-z>
- Mac, R., Wallis, E., & Lake, P. S. (2011). Geometry of biodiversity patterning: Assemblages of benthic macroinvertebrates at tributary confluences. *Aquatic Ecology*, 45(1), 43–54. <https://doi.org/10.1007/s10452-010-9322-z>
- MAE. (2013). Sistema de clasificación de los ecosistemas de Ecuador Continental. In *Ministerio del Ambiente*.
- MAE. (2017). *Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente*. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf>. <https://www.ambiente.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2018/05/TULSMA.pdf>
- Magurran, A. (2004). Measuring Biological Diversity. In *Measuring biological diversity*.

- Magurran, A. (2021). Measuring biological diversity. *Current Biology*, 31(19), R1174–R1177. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.07.049>
- Mahlknecht, J. (2013). *Los recursos hídricos y la gestión del agua en América Latina y el Caribe: un panorama (Water resources and water management in Latin America and the Caribbean)* (pp. 21–43).
- Mandaville, S. M. (2002). *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols*. <http://chebucto.ca/Science/SWCS/SWCS.html>
- Melic, A. (1993). Diversidad y riqueza biológica. Paradojas y problemas. In *Revista aragonesa de entomología* (Vol. 3, Issue 1, pp. 97–103).
- Mendivil-García, K., Amabilis-Sosa, L. E., Salinas-Juárez, M. G., Pat-Espadas, A., Rodríguez-Mata, A. E., Figueroa-Pérez, M. G., & Roé-Sosa, A. (2022). Climate change impact assessment on a tropical river resilience using the Streeter-Phelps dissolved oxygen model. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.903046>
- Miccoli, F. P., Lombardo, P., & Cicolani, B. (2013). Indicator value of lotic water mites (Acari: Hydrachnidia) and their use in macroinvertebrate-based indices for water quality assessment purposes. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 411. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013075>
- Milner, V. S., Yarnell, S. M., & Peek, R. A. (2019). The ecological importance of unregulated tributaries to macroinvertebrate diversity and community composition in a regulated river. *Hydrobiologia*, 829(1), 291–305. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3840-4>
- Miserendino, M., & Pizzolon, L. (1999). Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11, 137–148.
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. In *M&T-Manuales y Tesis SEA* (Vol. 1, Issue December).
- Nakasawa, M. (2024). *Package “fmsb.”* <https://minato.sip21c.org/msb/>
- Oksanen, J. (2013). *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial*.
- OMS. (2006). *Guías para la calidad del agua potable: primer apéndice a la tercera edición* (Vol. 1). Organización Mundial de la Salud. https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/OMS%202006.%20Gu%C3%A1%20para%20la%20calidad%20dl%20agua%20potable.pdf
- OMS. (2018). *Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda*. <http://apps.who.int/>

- Palacio-Bayer, J., Muñoz-Burbano, L., Ibagón-Escobar, N., & Pisso-Flórez, G. (2023). Estado trófico y calidad biológica del agua de dos lagunas de alta montaña en el Parque Nacional Natural Puracé, por medio de macroinvertebrados acuáticos y parámetros físico – químicos como indicadores. *Revista ConCiencia*, 13, 77–97.
- Patil, P. (2012). Physico-chemical parameters for testing of water -A review. *International Journal of Environmental Sciences*, 3, 1194–1207.
- Pauta, G., Vázquez, G., Abril, A., Torres, C., Loja, M., & Palta, A. (2020). Indicadores bacteriológicos de contaminación fecal en los ríos de Cuenca, Ecuador. *MASKANA*, 11(2), 46–57. <https://doi.org/10.18537/mskn.11.02.05>
- Pauta, G., Velasco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, Ó., & Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *MASKANA*, 10(2), 76–88. <https://doi.org/10.18537/mskn.10.02.08>
- Peña, S., Mayorga, J., Montoya, & Rubén. (2018). Propuesta de tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de Yaguachi (Ecuador) Proposal for the treatment of wastewater from the city of Ya- guachi (Ecuador). *Conexões: Ciência e Tecnologia*, 39, 161–168.
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131–144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Polania Janzasoy, A. V., & Calderón-Vallejo, L. F. (2018). Evaluación De Una Estrategia Centralizada Y Una Descentralizada Para El Control De Contaminación En Cuerpos Hídricos. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 9(1), 146–156. <https://doi.org/10.22490/21456453.2077>
- Popović, N., Đuknić, J., Marinković, N., Tubić, B., Atanacković, A., Milošević, D., & Raković, M. (2025). Environmental Factors Determining the Distribution Pattern of Chironomidae in Different Types of Freshwater Habitats. *Insects*, 16(5). <https://doi.org/10.3390/insects16050501>
- Prat, N., Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). *Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de las aguas* (pp. 631–654).
- Quinn, G., & Keough, M. (2002). Experimental Design and Data Analysis For Biologists. In *Experimental design and data analysis for biologists*. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806384>
- Quiroz, H., García, J., Molina, I., Días, M., & Trujillo, P. (2010). Condiciones abióticas de la presa “El Abrevadero”, utilizada para el cultivo extensivo de *Oreochromis niloticus* en Morelos, México. *Revista Electrónica de Veterinaria*, 11(7).

- Rajwa-Kuligiewicz, A., Bialik, R. J., & Rowiński, P. M. (2015). Dissolved oxygen and water temperature dynamics in lowland rivers over various timescales. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 63(4), 353–363. <https://doi.org/10.1515/johh-2015-0041>
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T. J., Kidd, K. A., MacCormack, T. J., Olden, J. D., Ormerod, S. J., Smol, J. P., Taylor, W. W., Tockner, K., Vermaire, J. C., Dudgeon, D., & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>
- Rice, S. P., Greenwood, M. T., & Joyce, C. B. (2001). Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(4), 824–840. <https://doi.org/10.1139/cjfas-58-4-824>
- Rincón, J., Merchán, D., Rojas, D., Sparer, A., & Zarate, E. (2017). *Macroinvertebrados de los Ríos del Parque Nacional Cajas*.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. In *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN (Vol. 62)*.
- Ríos-Touma, B., Villamarín, C., Jijón, G., Checa, J., Granda-Albuja, G., Bonifaz, E., & Guerrero-Latorre, L. (2022). Aquatic biodiversity loss in Andean urban streams. *Urban Ecosystems*, 25(6), 1619–1629. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01248-1>
- Rivera-Usme, J., Pinilla-Agudelo, G., & Rangel, O. (2013). Assemblage of aquatic macroinvertebrates and its relationship with physical and chemical variables in the wetland Jaboque-Colombia. In *Caldasía* (Vol. 35, Issue 2). <http://www.icn.unal.edu.co/>
- Rodríguez, M. (2009). *La hidrosfera. El ciclo del agua. La contaminación del agua. Métodos de análisis y depuración. El problema de la escasez del agua* (pp. 11–13).
- Roldán-Pérez, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. In *Universidad de Antioquia*. <https://www.ianas.org/docs/books/wbp13.pdf>
- Roldán-Pérez, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23, 375+. <https://link.gale.com/apps/doc/A498484022/IFME?u=anon~24f531ca&sid=googleScholar&xid=3784eaaf>
- Roldán-Pérez, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia propuesta para el uso del método BMWP/Col*. Universidad de Antioquia.
- Roldán-Pérez, G. (2012). *Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua*.

- Roldán-Pérez, G., & Ramírez-Restrepo, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2da ed.). Universidad de Antioquia.
- Roldán-Pérez, Gabriel., & Ramírez-Restrepo, J. Jairo. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia.
- Sáez-Huamán, W., Palomino-Pastrana, P. A., Dávila-Victoria, H. M., & Tito-Córdova, L. A. (2022). Aguas residuales en la calidad de agua del río. *GnosisWisdom*, 2(3), 30–36. <https://doi.org/10.54556/gnosiswisdom.v2i3.43>
- Samo, A., Garmendia, A., & Delgado, J. (2008). *Introducción práctica a la ecología*. Pearson education.
- Santos, A. P. M., Takiya, D. M., & Nessimian, J. L. (2016). Integrative taxonomy of *Metrichia* Ross (Trichoptera: Hydroptilidae: Ochrotrichiinae) microcaddisflies from Brazil: Descriptions of twenty new species. *PeerJ*, 2016(5). <https://doi.org/10.7717/peerj.2009>
- Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. In *The Bell System Technical Journal* (Vol. 27).
- Sierra, R., Campos, F., & Chamberli, J. (1999). *Áreas Prioritarias para la Conservación de la Biodiversidad en el Ecuador continental. Un Estudio Basado en la Biodiversidad de Ecosistemas y su Ornitofauna*.
- Sneath, P., & Sokal, R. (1973). *Numerical taxonomy; the principles and practice of numerical classification*. San Francisco, W. H. Freeman.
- Sotomayor, G., Hampel, H., Vázquez, R. F., & Goethals, P. L. M. (2020). Multivariate-statistics based selection of a benthic macroinvertebrate index for assessing water quality in the Paute River basin (Ecuador). *Ecological Indicators*, 111. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106037>
- Springer, M. (2010a). Biomonitoring acuático. In *Revista de Biología Tropical* (Vol. 58, pp. 53–59).
- Springer, M. (2010b). Trichoptera. In *Revista de Biología Tropical* (Vol. 58, pp. 151–198). <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44922967007>
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

- Suren, A. M., & Jowett, I. G. (2006). Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river. *Freshwater Biology*, 51(12), 2207–2227. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01646.x>
- Swenson, H. (1965). *A Primer on Water Quality* (G. S. U.S. Department of the Interior, Ed.). Universidad de Michigan.
- Tampo, L., Kaboré, I., Alhassan, E. H., Ouéda, A., Bawa, L. M., & Djaneye-Boundjou, G. (2021). Benthic Macroinvertebrates as Ecological Indicators: Their Sensitivity to the Water Quality and Human Disturbances in a Tropical River. *Frontiers in Water*, 3. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.662765>
- Tenesaca, C. R. (2017). *Generación del mapa de cobertura y uso del suelo de la provincia del Azuay*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.31077.50409>
- Terán, C., & Cando, C. (2024). *Estadística de Información Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales*. www.ecuadorencifras.gob.ec
- Valencia, R., Sánchez Alarcón, J., Ortiz, E., & Gomez-Olivares, J. (2007). La contaminación de los ríos, otro punto de vista. *Ciencia En La Frontera*, 5, 35–49.
- Vallefuoco, F., Vanek, M., Bottarin, R., & Scotti, A. (2024). Quantification of large-spatial scale and in-stream factors affecting the structure of benthic macroinvertebrate communities in mountain streams. *Limnologia*, 106. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2024.126172>
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. 1980, Minshall, G. W., & Cushing, C. E. (1980). *The River Continuum Concept*. www.nrcresearchpress.com
- Vázquez, R. F., Vimos-Lojano, D., & Hampel, H. (2020). Habitat suitability curves for freshwater macroinvertebrates of tropical andean rivers. *Water (Switzerland)*, 12(10). <https://doi.org/10.3390/w12102703>
- Velázquez, L. D. J., Ortiz, I., Chávez, J., Pámanes, G., Carrillo, A., & Pereda, M. (2022). Influencia de la contaminación del agua y el suelo en el desarrollo agrícola nacional e internacional. *TIP Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, 25, 1–13. <https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2022.482>
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., & Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29, 79–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>

- Villamarín, C., Rieradevall, M., & Prat, N. (2020). Macroinvertebrate diversity patterns in tropical highland andean rivers. *Limnetica*, 39(2), 677–691. <https://doi.org/10.23818/limn.39.44>
- Vimos-Lojano, D. J., Martínez-Capel, F., Hampel, H., & Vázquez, R. F. (2019). Hydrological influences on aquatic communities at the mesohabitat scale in high Andean streams of southern Ecuador. *Ecohydrology*, 12(1). <https://doi.org/10.1002/eco.2033>
- Vuille, M., Bradley, R. S., & Keimig, F. (2000). Climate variability in the Andes of Ecuador and its relation to tropical Pacific and Atlantic Sea Surface temperature anomalies. *Journal of Climate*, 13(14), 2520–2535. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013<2520:CVITAO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<2520:CVITAO>2.0.CO;2)
- Walteros, J. M., & Ramírez, A. (2020). Urban streams in Latin America: Current conditions and research needs. *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), S13–S28. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68iS2.44330>
- Wickham, H. (2023). *Package “tidyverse.”* <https://github.com/tidyverse/tidyverse>
- Wohl, E. (2013). *Mountain Rivers* (American Geophysical Union, Ed.; Vol. 14). Water Resources Monograph.
- Wohl, E. (2018). *Sustaining River Ecosystems and Water Resources*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-65124-8>
- Wohl, E. (2024). Resilience in River Corridors: How Much Do We Need? *Perspectives of Earth and Space Scientists*, 5(1), e2023CN000226. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2023CN000226>
- Wyss, R., Luthe, T., Pedoth, L., Schneiderbauer, S., Adler, C., Apple, M., Acosta, E. E., Fitzpatrick, H., Haider, J., Ikizer, G., Imperiale, A. J., Karanci, N., Posch, E., Saidmamatov, O., & Thaler, T. (2022). Mountain Resilience: A Systematic Literature Review and Paths to the Future. *Mountain Research and Development*, 42(2), A23–A36. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-21-00044.1>
- Young, W. C. (1969). Ecological Distribution of Hydracarina in North Central Colorado. *The American Midland Naturalist*, 82(2), 367–401. <http://www.jstor.orgURL:http://www.jstor.org/stable/2423785http://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>
- Zamora, H. (2007). *EL ÍNDICE BMWP Y LA EVALUACIÓN BIOLÓGICA DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS EPICONTINENTALES NATURALES DE COLOMBIA*.
- Zhang, L., Li, S., Zhang, S., Cai, H., Fang, W., & Shen, Z. (2023). Recovery trajectories of the bacterial community at distances in the receiving river under wastewater treatment plant

discharge. *Journal of Environmental Management*, 326.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116622>

Zogaris, S., D. Jayasinghe, A., Sanjaya, K., Vlami, V., Vavalidis, T., Grapci-Kotori, L., & Vanhove, M. P. M. (2021). Water management impacts on mountain rivers: Insights from tropical, subtropical and Mediterranean-climate basins. In *Environmental Water Requirements in Mountainous Areas* (pp. 155–200). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819342-6.00004-X>

ANEXOS

Anexo A. Coordenadas de las estaciones de muestreo clasificadas por área de estudio y sistema de coordenadas: WGS84 UTM Zona 17S.

Sitio de muestreo	Punto	Coordenadas (UTM)		Elevación (m s. n. m.)
		X	Y	
Zona Alta	AT	714251	9681858	2702
	T	714231	9681788	2706
	DT	714349	9681757	2694
	DT5	714698	9681567	2685
	DT10	715073	9681314	2680
Zona Media	AT	716356	9681042	2646
	T	716363	9680779	2668
	DT	716501	9680763	2642
	DT5	716870	9680730	2633
	DT10	717356	9680694	2625
Zona Baja	AT	723612	9677955	2487
	T	723689	9677968	2486
	DT	723777	9678021	2487
	DT5	724035	9678419	2474
	DT10	724402	9678683	2476

Anexo B. Resumen de los resultados obtenidos en el Análisis de Componentes Principales (ACP).

Ejes	Valor propio	Proporción explicada	Proporción acumulada
PC1	2.76	0.46	0.46
PC2	1.83	0.31	0.77
PC3	0.94	0.16	0.92
PC4	0.36	0.06	0.98

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
Tem	0.32	-0.50	0.49	0.21	-0.34	0.50
pH	-0.14	0.43	0.79	0.23	0.31	-0.15
CE	0.53	0.25	-0.02	-0.46	0.49	0.45
OD	-0.52	0.11	0.24	-0.68	-0.36	0.25
Turb	0.56	0.14	0.18	-0.31	-0.44	-0.58
Caud	-0.09	-0.69	0.21	-0.34	0.47	-0.36

Anexo C. Variables ambientales registradas en los puntos de muestreo AT, T y DT de la zona alta, medio y baja.

Zona	Código de estación	Tem (°C)	pH	CE (mS·cm⁻¹)	OD (mg·l⁻¹)	OD (%)	TDS (g·l⁻¹)	Turb (NTU)	Caud (m³·s⁻¹)
Alta	AT	12.88	8.71	0.12	12.91	126.30	0.08	1.30	0.71
	T	12.16	7.34	0.47	9.35	90.00	0.31	4.90	0.03
	DT	13.83	8.36	0.12	11.48	114.70	0.08	0.50	0.71
	DT5	13.48	8.25	0.12	9.22	91.50	0.08	6.10	0.71
	DT10	15.06	8.63	0.12	10.13	103.90	0.08	3.20	0.71
Media	AT	13.27	7.41	0.13	8.53	84.20	0.08	1.80	1.00
	T	14.36	7.30	0.19	0.70	7.00	0.12	3.20	0.20
	DT	13.29	6.96	0.13	8.18	80.80	0.08	1.80	1.00
	DT5	13.47	6.66	0.13	8.03	79.60	0.08	1.00	1.00
	DT10	13.46	6.78	0.13	9.50	94.20	0.08	0.00	1.00
Baja	AT	15.45	7.54	0.14	8.10	83.80	0.09	7.10	3.07
	T	15.90	7.52	0.91	0.00	0.00	0.58	122.00	0.02
	DT	15.49	6.75	0.17	7.16	74.10	0.11	8.22	3.07
	DT5	15.49	7.02	0.14	7.18	74.30	0.09	6.50	3.07
	DT10	15.68	7.06	0.14	8.07	83.90	0.09	6.40	3.07

Anexo D. Resumen de los resultados del Análisis de Redundancia (RDA).

Estadística	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Valores propios	0.21	0.12	0.08	0.02
Varianza explicada (%)	21.71	33.95	42.76	44.80
Correlación pseudo canónica R²	0.84	0.79	0.80	0.63
Varianza acumulada ajustada (%)	47.54	74.37	93.67	98.12

Variable	Porcentaje explicado	Contribución	Pseudo_F	P	P ajustado
Oxígeno Disuelto	13.9	30.4	14.2	0.002	0.001
Caudal	12.2	26.8	14.4	0.002	0.001
Conductividad	8.4	18.3	11	0.002	0.001
Turbiedad	7.5	16.5	11	0.002	0.001
pH	3.6	8	5.6	0.002	0.001
Temperatura	1.7	3.4	2.68	0.004	0.02

Anexo E. Resumen de coeficientes de determinación (R^2) y valores p obtenidos de la aplicación de regresión lineal simple.

Índice	Zona	R^2	Valor p
Riqueza	Alta	0.240	0.023
	Media	0.184	0.043
	Baja	0.426	0.002
Abundancia total	Alta	-0.008	0.364
	Media	0.196	0.037
	Baja	0.439	0.002
Diversidad de Shannon	Alta	0.161	0.056
	Media	0.099	0.11
	Baja	-0.051	0.68
Equitatividad de Pielou	Alta	0.062	0.164
	Media	0.002	0.324
	Baja	0.019	0.266
Diversidad de Fisher	Alta	0.288	0.013
	Media	0.008	0.303
	Baja	-0.008	0.366
Riqueza Diptera	Alta	0.102	0.107
	Media	0.151	0.062
	Baja	-0.051	0.681
Abundancia Diptera	Alta	-0.019	0.419
	Media	0.069	0.152
	Baja	-0.037	0.537
Ephemeroptera taxa	Alta	0.016	0.276
	Media	0.005	0.313
	Baja	0.031	0.233
Ephemeroptera abundancia	Alta	-0.050	0.668
	Media	0.146	0.065
	Baja	0.061	0.167
Trichoptera taxa	Alta	0.121	0.086
	Media	0.079	0.137
Trichoptera abundancia	Alta	0.140	0.070
	Media	0.079	0.137
Riqueza EPT	Alta	0.174	0.048
	Media	-0.062	0.979
	Baja	0.031	0.233
Abundancia EPT	Alta	-0.056	0.749
	Media	0.145	0.066
	Baja	0.061	0.167
Abundancia Baetidae	Alta	-0.049	0.662
	Media	0.146	0.065

Índice	Zona	R²	Valor p
% Riqueza Diptera	Baja	0.061	0.167
	Alta	0.038	0.215
	Media	-0.028	0.472
% Diptera	Baja	0.096	0.113
	Alta	0.119	0.088
	Media	0.004	0.319
% Trichoptera	Baja	0.243	0.022
	Alta	0.305	0.01
	Media	0.126	0.081
% Ephemeroptera	Alta	-0.017	0.411
	Media	0.034	0.224
	Baja	0.154	0.06
% Chironomidae	Alta	0.061	0.167
	Media	-0.009	0.369
	Baja	0.243	0.022
% EPT	Alta	-0.010	0.374
	Media	0.033	0.226
	Baja	0.154	0.060
Baetidae/Ephemeroptera	Alta	0.193	0.039
	Media	0.038	0.215
	Baja	0.007	0.305