

Diversidad taxonómica y funcional de comunidades de macroinvertebrados acuáticos en un remanente de bosque seco tropical (Huila, Colombia)

Taxonomic and functional diversity of aquatic macroinvertebrate communities in a tropical dry forest remnant (Huila, Colombia)

José A. Cuéllar-Cardozo   ^a

^a Laboratório de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Brasil

Recibido: febrero 27, 2025

Aceptado: julio 10, 2015

Publicado en línea: septiembre 3, 2025

<https://doi.org/10.21068/2539200X.1302>



Resumen

Este artículo evalúa la composición, diversidad taxonómica y diversidad funcional de comunidades de macroinvertebrados acuáticos en cuerpos de agua de la Ecoreserva La Tribuna, un remanente de bosque seco tropical impactado por la expansión de la frontera agropecuaria y la contaminación por hidrocarburos. En sistemas lóticos, se identificaron relaciones entre el caudal y el oxígeno disuelto con parámetros de diversidad y diversidad funcional. En sistemas lénticos, la eutrofización elevada generó hipoxia y acidificación, favoreciendo especies tolerantes y reduciendo la diversidad y los parámetros funcionales. Los resultados evidencian que los cambios en la estructura y diversidad funcional de las comunidades de macroinvertebrados son indicadores sensibles del gradiente de perturbación en sistemas hídricos del bosque seco tropical.

Palabras clave: bioindicadores, rasgos funcionales, integridad ecológica, gradiente ambiental, códigos de barras ADN.

Abstract

This article assesses the composition, taxonomic diversity, and functional diversity of aquatic macroinvertebrate communities in water bodies of the Ecoreserva La Tribuna, a remnant of tropical dry forest affected by agricultural frontier expansion and hydrocarbon pollution. In lotic systems, relationships were identified between flow rate and dissolved oxygen with diversity and functional parameters. In lentic systems, high eutrophication led to hypoxia and acidification, favoring tolerant species and reducing diversity and functional metrics. The results demonstrate that changes in the structure and functionality of macroinvertebrate communities are sensitive indicators of disturbance gradients in aquatic systems of the tropical dry forest.

Keywords: bioindicators, functional traits, ecological integrity, environmental gradient, DNA barcoding.

Introducción

Los bosques secos tropicales (BST), como el presente en la Ecoreserva La Tribuna, se distribuyen por debajo de los 1200 m s. n. m., con precipitaciones anuales menores a 2500 mm y suelos que favorecen una densa cobertura arbórea (DRYFLOR, 2016; Halffter, 1992). Sin embargo, presentan baja resiliencia frente a perturbaciones y, junto con sus prolongadas temporadas secas, pueden transformarse en zonas xerofíticas (Pennington et al., 2000). En Colombia, más del 90 % de las zonas arboladas de BST han sido alteradas, y menos del 5 % está bajo alguna figura de protección, lo que los convierte en uno de los ecosistemas más amenazados del país (Gómez et al., 2016; Linares & Fandiño, 2009).

La creciente extracción de hidrocarburos, la expansión ganadera y el crecimiento de centros poblados han acelerado el deterioro del BST, provocando pérdidas de vegetación nativa, cambios erráticos en los caudales, degradación del suelo y la extinción local de especies (Ballesteros-Correa et al., 2019; DRYFLOR, 2016; Ometo et al., 2000). Proyectos recientes se han enfocado en la conservación de sistemas acuáticos y riparios como estrategia central para recuperar estos ecosistemas (Galeano Rendón et al., 2017; Rincón et al., 2017; Andrade-C., 2011; Gómez et al., 2016; Romero-Duque et al., 2019).

En este contexto, los macroinvertebrados acuáticos son indicadores clave por su alta sensibilidad a cambios ambientales, especialmente en las variables fisicoquímicas del agua (Cuéllar-Cardozo & Bozdoğan, 2024; Kohlmann et al., 2021). Además, cumplen un

papel fundamental en procesos ecológicos, como el flujo de energía en las redes tróficas (Cuéllar-Cardozo & Bozdoğan, 2024; Mello et al., 2018). El entorno ripario influye directamente en su diversidad: la pérdida de cobertura boscosa o el reemplazo de especies vegetales nativas reduce la entrada de materia orgánica, altera la oferta de recursos disponibles y modifica la estructura de las comunidades (Berger et al., 2018; Kominoski et al., 2013; Vásquez-Ramos et al., 2014).

Las variaciones en la diversidad de macroinvertebrados se emplean como indicadores de alteraciones ecosistémicas generadas por la intervención humana y la fragmentación de la cobertura forestal en el BST (Classen-Rodríguez et al., 2017; González & Moreno, 2017; Gutiérrez-Fonseca et al., 2020). En los últimos años, el proyecto Fibras ha promovido el uso del *DNA barcoding*, método basado en la secuenciación de fragmentos cortos de ADN mitocondrial y su comparación con registros de bases de datos como *Barcode of Life Data* (BOLD) (Baena-Bejarano et al., 2023; Magoga et al., 2022; Ratnasingham & Hebert, 2007). Esta herramienta complementa la identificación taxonómica tradicional basada en morfología (Hebert et al., 2003; Morinière et al., 2016).

Asimismo, investigaciones recientes impulsan la incorporación de la diversidad funcional como enfoque complementario para evaluar los efectos del impacto humano en comunidades biológicas (Brito et al., 2018; Cordova-Tapia & Zambrano, 2015; Schmera et al., 2017). Este enfoque describe los macroinvertebrados acuáticos a partir de rasgos

biológicos que reflejan su capacidad de adaptación (Tomanova et al., 2006). La diversidad funcional (FD) y sus componentes —riqueza funcional (Fric), distancia funcional (Fdis) y uniformidad funcional (Feve)— se cuantifican a partir del valor de estos rasgos y su papel en procesos ecológicos (Boersma et al., 2016; Cordova-Tapia & Zambrano, 2015; Mason & de Bello, 2013).

La diversidad funcional permite comprender cómo la dinámica de las comunidades se relaciona con el estado de conservación de un ecosistema, siendo especialmente útil en ambientes amenazados (Casotti et al., 2015; Classen-Rodríguez et al., 2017). Sin embargo, su aplicación en estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en BST, particularmente en Colombia, sigue siendo escasa (Belgrano et al., 2015; Malacarne et al., 2023).

Por ello, este estudio analiza la composición, diversidad taxonómica y diversidad funcional de las comunidades de macroinvertebrados en diferentes cuerpos de agua de un remanente de BST, con el propósito de incentivar investigaciones similares en otras regiones.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Ecoreserva La Tribuna (3°03' N, 75°22' W) abarca 254,39 ha y se ubica en el municipio de Neiva, al noroccidente del departamento del Huila, Colombia. Se encuentra próxima al campo petrolero San Francisco, de Ecopetrol, aunque actualmente está en proceso de restauración (Céspedes-Salazar et al., 2015). El área de estudio corresponde a un remanente de bosque seco tropical situado al norte de la cuenca hidrográfica del alto valle del río Magdalena. Su altitud varía entre 500 y 700 m s. n. m., con una precipitación anual de 1881 mm, temperaturas entre 23 y 30 °C y un régimen climático monomodal. La temporada de lluvias, de octubre a diciembre, presenta precipitaciones de 6,21 a 430,98 mm, mientras que la estación seca, de enero a septiembre, registra valores de 0,26 a 14,35 mm (datos de la estación climatológica CENIGAA).

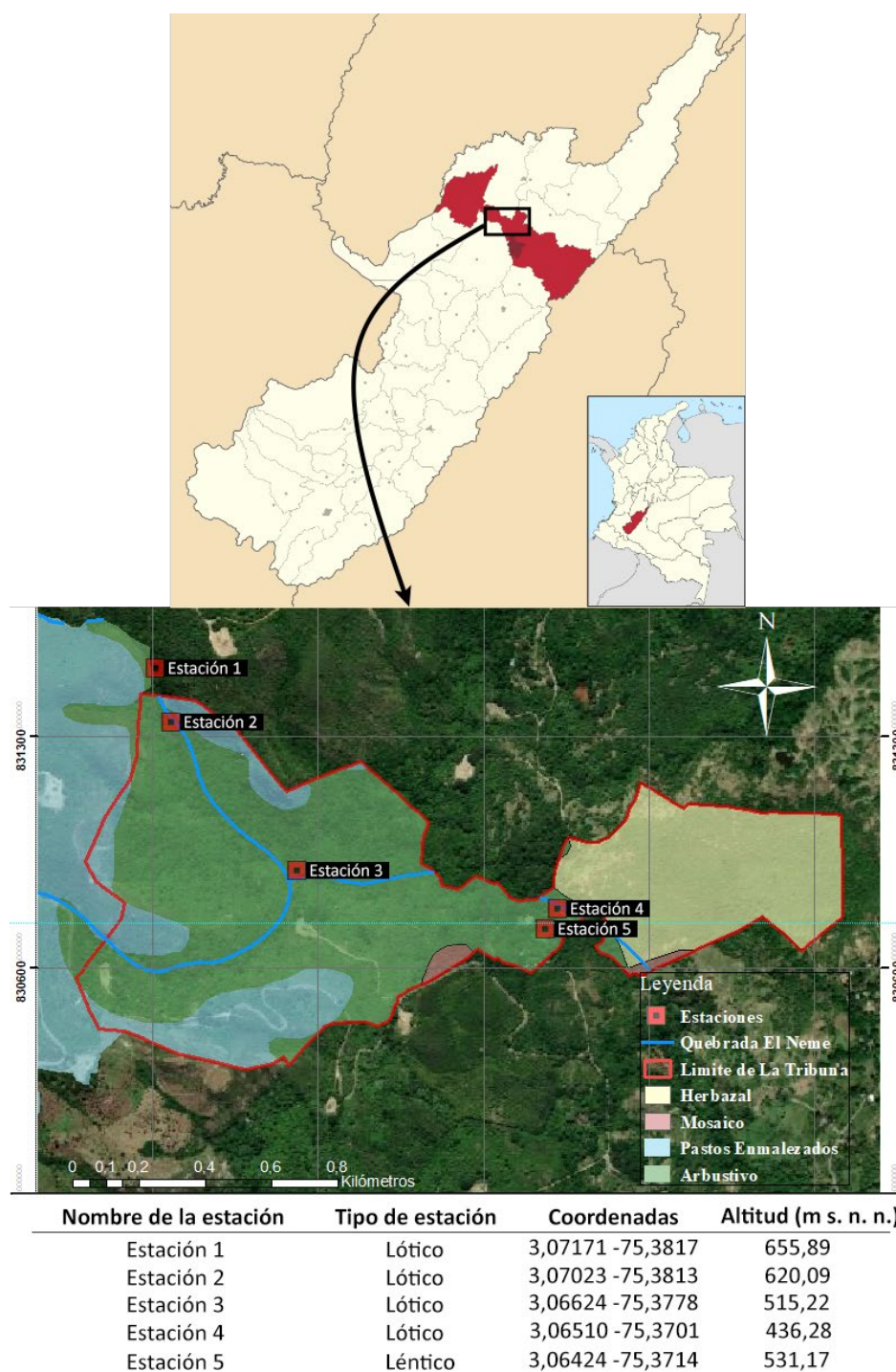
Para la selección de las estaciones de muestreo se consideraron dos sistemas acuáticos permanentes: uno lótico y otro léntico. El sistema lótico corresponde a la quebrada El Neme, un arroyo de segundo orden que nace a 655 m s. n. m. en un área preservada. Su cauce, de aproximadamente 2,5 km, atraviesa zonas perturbadas por afloramientos naturales de crudo y deforestación asociada a actividades agropecuarias, desembocando como afluente de la subcuenca del río Bache a 430 m s. n. m. (Céspedes-Salazar et al., 2015). Allí se establecieron cuatro estaciones de muestreo (estaciones 1-4) que abarcaron diferentes coberturas vegetales riparias y grados de intervención antrópica.

En el sistema léntico se seleccionó la Laguna Verde, un reservorio artificial ubicado a 531 m s. n. m., rodeado de zonas intervenidas, con escasa vegetación riparia y alto grado de eutrofización. En este lugar se estableció una estación de muestreo (estación 5) que cubrió la mayor parte del perímetro del reservorio (Figura 1).

El trabajo de campo se realizó mensualmente entre junio y septiembre de 2021, durante seis horas diarias, tres veces a la semana, para un total de 288 horas de muestreo por persona. Las variables fisicoquímicas de cada estación se midieron por triplicado con una sonda multiparamétrica HANNA HI98194®, registrando conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$), oxígeno disuelto (mg L^{-1}), sólidos suspendidos totales (mg L^{-1}), pH y temperatura del agua (°C). En la quebrada El Neme, el caudal ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) se calculó siguiendo el método de Eloisei & Sabater (2009), multiplicando la profundidad (m), el ancho (m) y la velocidad del flujo (m s^{-1}), esta última medida con un correntómetro JDC Electronics 94356 FS.

La cobertura vegetal riparia en cada estación del arroyo se evaluó con el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) adaptado para Colombia (Posada & Arroyave, 2015). Para su cálculo, en cada margen se dispusieron 10 transectos de 30 × 2 m (cinco por lado), separados por 5 m. Los valores promedio obtenidos en cada estación se interpretaron según los niveles teóricos definidos (Galeano Rendón et al., 2017; Munné et al., 2003; Posada & Arroyave, 2015; Suárez et al., 2002).

Figura 1. Localización del área de muestreo en el departamento del Huila junto con la ubicación y coordenadas de las estaciones de muestreo de acuerdo con el tipo de cobertura vegetal, en la Ecoreserva La Tribuna.



Colecta de especímenes

Con el apoyo y supervisión de los investigadores, los biomonitores realizaron de manera continua la toma de datos biológicos y la organización preliminar del material para su posterior análisis. Se implementaron

dos métodos de colecta, adaptados a la preferencia de hábitat de los organismos. Para larvas y adultos acuáticos en el arroyo, se estableció un transecto de 50 m dentro del flujo de agua, donde cada 10 metros se capturaron especímenes mediante remoción

manual del sustrato más abundante, utilizando una red Surber y una red-D con el fin de aumentar el esfuerzo de muestreo.

En el reservorio de agua, se empleó remoción manual del sustrato con una red-D, siguiendo transectos de 50 m paralelos al margen del sistema léntico. Se realizaron cinco repeticiones por evento de muestreo, cada una con una duración de 15 minutos, totalizando 75 minutos por estación. Los especímenes recolectados fueron separados de residuos y preservados en alcohol etílico al 96 %.

Para complementar el muestreo acuático, se capturaron fases adultas y voladoras de algunos macroinvertebrados acuáticos en cada estación, empleando redes entomológicas a lo largo de transectos de 50 m paralelos al margen del agua. Los organismos capturados fueron sacrificados mediante inyección de acetona y colocados en sobres de papel. Esta actividad se desarrolló entre las 10:00 y las 16:00 horas (en intervalos no continuos), con un esfuerzo de muestreo de 60 minutos por transecto.

Identificación taxonómica

Todos los organismos fueron identificados taxonómicamente hasta el menor nivel posible, utilizando claves entomológicas (Aristizábal, 2016; Brinkhurst & Gelder, 2001; Brown et al., 2010; Camacho & Jones, 2012; Campos & Lasso, 2015; David et al., 2004; Domínguez & Fernández, 2009; Garrison, 1994; Garrison et al., 2006; Garrison & Ellenrieder, 2015; Hanson et al., 2010; Heckman, 2002, 2006a, 2006b; de Jong, 1987; Laython, 2017; Linares et al., 2018; Merritt et al., 2008; Moncada Álvarez et al., 2018; Padilla-Gil, 2015; Penny, 1981; Pessacq et al., 2018; Posada-García & Roldán-Pérez, 2003; Romero & Noriega, 2013; Triplehorn & Johnson, 2005; Wiederholm, 1983; Wilches-Álvarez et al., 2013).

Análisis de ADN

Para complementar la identificación morfológica, se extrajo ADN mitocondrial de 679 individuos (54,16 % de los organismos colectados), asegurando la representación de todos los grupos taxonómicos. De cada macroinvertebrado se retiró una pata; en larvas

sin patas se tomó una porción del abdomen. Se procuró mantener la integridad morfológica de los individuos siempre que fue posible, aunque en algunos casos se requirió utilizar el cuerpo completo para obtener suficiente ADN (González & Arenas-Castro, 2017).

Todas las muestras fueron enviadas al Centro Canadiense de Codificación de ADN (CCDB) de la Universidad de Guelph (Ontario, Canadá), donde se realizó la amplificación y secuenciación siguiendo los protocolos de Ivanova et al. (2006, 2008). La concentración de ADN se estimó mediante NanoDrop 1000 (Thermo Fisher Scientific). La amplificación de fragmentos COI (658 pb) realizó por reacción en cadena de la polimerasa (PCR), utilizando una mezcla maestra con 2 µL de ADN molde (~10-50 ng), 1X de tampón Taq ((NH₄)₂SO₄), 200 µM de cada desoxinucleósido trifosfato, 2 mM de MgCl₂, 2 µM de cada primer, 0,4 µg/µL de albúmina sérica bovina y 1 U de Taq ADN polimerasa. Se usó un cóctel de cuatro primers: LCO1490, HCO2198, Lep-F1 y Lep-R1.

Las condiciones de los ciclos de PCR fueron: desnaturalización inicial a 94 °C por 3 min; 5 ciclos de 94 °C por 30 s, 45 °C por 40 s y 72 °C por 1 min; 35 ciclos de 94 °C por 30 s, 51 °C por 40 s y 72 °C por 1 min; y extensión final a 72 °C por 5 min. Los productos se visualizaron mediante electroforesis en geles de agarosa al 1,5 % teñidos con SYBR Safe (Thermo Fisher Scientific) en tampón TBE 1X. Las secuencias se ensamblaron y editaron en Geneious 10.0.9 (Kearse et al., 2012). Los archivos están disponibles en el conjunto de datos Aquatic macroinvertebrates La Tribuna Eco-Reserve [COI-5P[939]] en BOLD.

Cálculo de diversidad funcional

Para el cálculo de la diversidad funcional, se seleccionaron rasgos funcionales relacionados con morfología, comportamiento, fisiología y ecología, siguiendo las metodologías propuestas por Chará-Serna et al. (2012) y Tomanova et al. (2006). Estos rasgos fueron escogidos por su alta variabilidad y su relación con el estado de conservación de ecosistemas acuáticos y riparios (Mason et al., 2013; Schmera et al., 2017). Entre los rasgos morfológicos

evaluados estuvieron la amplitud cefálica, longitud corporal y forma del cuerpo, medidos a partir de fotografías con ImageJ v1.54m (González, 2018), según los rangos establecidos en la Tabla 1. Por ejemplo, organismos con amplitud cefálica de 0,81-1,6 mm se clasificaron como A3. En moluscos, se midió ancho y largo de la concha.

Los grupos funcionales alimenticios se categorizaron como colectores-filtradores (C-F), depredadores (Dp), fragmentadores (Fr), entre otros, a partir de análisis de contenidos estomacales y datos secundarios (Chará-Serna et al., 2012; Merritt et al., 2008). También se incluyeron rasgos de tipo de respiración y movilidad en el sustrato, siguiendo los protocolos de Schmera et al. (2017). Por ejemplo, organismos epibentónicos con respiración tegumentaria se clasificaron según Tomanova & Usseglio-Polatera (2007) y Usseglio-Polatera, (1994).

Análisis de datos

Se aplicó la prueba Kolmogórov-Smirnov para evaluar la normalidad de los datos. Las diferencias significativas en las variables ambientales (físicoquímicas, caudal e índice QBR) según la zona de muestreo se analizaron mediante la prueba de Kruskal-Wallis, seguida de la prueba U de Mann-Whitney como análisis *post-hoc*, con corrección para comparaciones múltiples en cada variable.

La diversidad alfa entre estaciones de muestreo se estimó mediante curvas de acumulación de especies basadas en los números de Hill, con extrapolación del número de muestras y 999 permutaciones en el programa EstimateS v9.10 (Jost, 2019; Jost & González-Oreja, 2012). Las diferencias significativas en los valores de diversidad se evaluaron con la prueba de Kruskal-Wallis y, posteriormente, con la prueba U de Mann-Whitney, aplicando la misma corrección para comparaciones múltiples.

Para el análisis funcional, se elaboró una matriz difusa para cada categoría de rasgos funcionales, asignando una calificación no excluyente: 0 (ningún vínculo), 1 (vínculo débil), 2 (vínculo moderado) y 3 (vínculo fuerte), debido a la plasticidad fenotípica de los macroinvertebrados, que les permite asociarse a más de una categoría por rasgo (Chevenet et al., 1994).

Esta matriz se multiplicó por la abundancia de los morfotipos, obteniendo una matriz de rasgos funcionales por zona, estación y especie vegetal de la hojarasca recolectada, y se calculó la distancia de Gower para reducir la variabilidad de los datos (de Bello et al., 2013).

A partir de esta matriz, se estimaron los parámetros de diversidad funcional: riqueza funcional (Fric), distancia funcional (Fdis) y uniformidad funcional (Feve). Las diferencias en diversidad funcional (FD) entre estaciones de muestreo se evaluaron mediante un análisis multivariante permutacional de la varianza (PERMANOVA de dos vías) con aleatorización de Montecarlo (999 permutaciones; $p < 0,05$). La hipótesis nula asumió la ausencia de diferencias en la FD entre sitios de muestreo.

Finalmente, las relaciones entre las variables ambientales y la diversidad taxonómica y funcional se analizaron con modelos de regresión lineal múltiple (MLRM), transformando los datos con el logaritmo natural ($\ln+1$) para normalizar su distribución. Todos los análisis se realizaron en R v4.3.1, utilizando paquetes estadísticos (FD, mFD, agricolae, APE, ade4) y de visualización (ggplot2).

Resultados

Datos ambientales

Se observaron diferencias significativas en las variables ambientales (físicoquímica, caudal e índice QBR) ($H = 23,48$, $gl = 6$, $p < 0,05$) (Tabla 2). La quebrada El Neme (estaciones 1-4) presentó variaciones en el caudal, la temperatura del agua y la conductividad. Según la prueba U de Mann-Whitney ($z = 3,75$, $DE = 4,18$, $p < 0,05$), las diferencias se concentraron en la estación 4 y 5 respecto a las demás. En el caso de la Laguna Verde (estación 5), solo se registraron diferencias significativas en el oxígeno disuelto.

En cuanto al índice QBR, las zonas altas y medias del arroyo (estaciones 1-3) presentaron valores medio-altos, típicos de ambientes poco perturbados. En contraste, la zona baja del arroyo (estación 4) mostró alteraciones del entorno ripario asociadas a la

presencia de estructuras rígidas que modifican el flujo de agua y aumentan la entrada de luz solar.

Listado de especies y nuevos registros

Se recolectaron 1741 individuos, clasificados en 90 morfotipos pertenecientes a 3 filos, 4 clases, 12 órdenes, 49 familias y 71 géneros. El morfotipo más abundante fue la familia Glossiphoniidae (461 individuos), seguida por *Neoplea borellii* (174) y el género *Chironomus* (157) (Tabla 3).

Por zonas, la quebrada El Neme (estaciones 1-4) aportó 822 individuos (47,21 % del total) y la estación 3 se destacó con 255 registros. La Laguna Verde (estación 5) concentró 919 individuos (52,79 %).

Asimismo, se documentaron nuevos registros de macroinvertebrados para el departamento del Huila. Esta verificación se basó en una revisión bibliográfica exhaustiva en buscadores académicos (Google Scholar, Redalyc, SciELO, Dialnet, Scopus) y en bases de datos del SiB Colombia y GBIF, considerando datos de localidad, coordenadas de colecta y conocimiento ecológico para confirmar su presencia en la región.

Diversidad y diversidad funcional en ambientes lóticos

El análisis de Kruskal-Wallis evidenció diferencias significativas en la diversidad entre estaciones de muestreo del arroyo ($H = 25,32$, $gl = 20$, $p < 0,05$). La prueba U de Mann-Whitney ($z = 3,34$; $p < 0,05$) indicó que dichas diferencias se concentraron en la estación 3 ($z = -15,17$; $p = 0,008$), que registró los valores más altos de número de especies (OD), especies abundantes (1D) y muy abundantes (2D). En contraste, la estación 1 presentó los valores más bajos en OD y 1D, y la estación 4, el valor más bajo en 2D.

Las curvas de acumulación se estabilizaron en las estaciones 1, 2 y 4, lo que indica un muestreo efectivo. Sin embargo, en la estación 3 no se alcanzó la estabilización, por lo que se recomienda aumentar el esfuerzo de muestreo en futuros estudios (Figura 2).

En cuanto a diversidad funcional, el PERMANOVA de dos vías ($gl = 1$; $SC = 17,70$; $F = 5,00$; $p = 0,023$) detectó diferencias significativas entre estaciones. En agosto, la estación 1 presentó los valores funcionales más bajos de todo el periodo, mientras que la estación 3 alcanzó los máximos en riqueza y distancia funcional, tendencia opuesta a la de las demás estaciones (Figura 3). La estación 2 y la estación 4 mantuvieron valores constantes en distancia funcional, aunque mostraron un descenso progresivo en riqueza y uniformidad funcional.

El análisis MLRM mostró relaciones sólidas entre diversidad funcional y variables ambientales (Tabla 4). La abundancia total no se asoció con ninguna variable del modelo. Sin embargo, la riqueza (OD), especies abundantes (1D) y muy abundantes (2D) presentaron alta capacidad explicativa ($R^2 = 0,6-0,9$), con relación positiva con el oxígeno disuelto ($p < 0,05$) y negativa con el caudal. Los parámetros funcionales también mostraron alta capacidad explicativa ($R^2 = 0,68-0,83$): el aumento del caudal se asoció a disminuciones en FD, Feve, Fric y Fdis, mientras que un mayor oxígeno disuelto se relacionó con incrementos en FD, Fric y Fdis.

Diversidad y diversidad funcional en ambientes lénticos

En la Laguna Verde, debido a la existencia de solo una estación y al corto periodo de muestreo, no se detectaron cambios significativos en la diversidad de macroinvertebrados. La curva de acumulación no se estabilizó, lo que sugiere un esfuerzo insuficiente. Se recomienda ampliar el muestreo para abarcar ambas temporadas climáticas (lluviosa y seca), a fin de detectar posibles variaciones temporales (Figura 4).

En cuanto a la diversidad funcional, el PERMANOVA de dos vías ($F = -7.58$; $p = 0,15$) no reveló diferencias significativas entre periodos, aunque todos los parámetros funcionales mostraron una tendencia decreciente a lo largo del muestreo (Figura 4).

Discusión

Datos ambientales

Los cambios en las características fisicoquímicas del agua entre las diferentes estaciones de muestreo están asociados con la presencia de actividades antrópicas en el área de estudio. En el arroyo El Neme (estaciones 1-4) se registró un incremento significativo en la temperatura —de casi 2 °C— y en la conductividad, la cual aumentó más de 1000 % en su tramo bajo. Este aumento de conductividad se atribuye principalmente a vertimientos derivados de actividades agrícolas y al afloramiento de crudo, que provocan acumulación de solutos en el agua (Cooper et al., 2013; Hu et al., 2011; Miserendino & Masi, 2010). Por su parte, el incremento de la temperatura del agua se asocia con la degradación del sistema ripario, que favorece una mayor entrada de radiación solar al cauce (Denward & Tranvik, 1998; Promis et al., 2009).

En cuanto al índice QBR, las zonas alta y media del arroyo (estaciones 1, 2 y 3) presentaron valores medio-altos (70-90), lo que refleja un buen grado de conservación. Esto corresponde a un cauce fluvial bordeado por vegetación ribereña nativa, que reduce la entrada de radiación solar (Olascuaga-Vargas et al., 2016; Vargas, 2015). En contraste, la zona baja (estación 4) presentó una calidad intermedia, típica de ambientes con influencia antrópica, evidenciada por la presencia de viaductos, vertimientos agrícolas y manchas de crudo en el agua, que alteran tanto el flujo natural como el ambiente ripario circundante (Sabaj et al., 2014). Este patrón, en el que las zonas altas de los arroyos se mantienen conservadas mientras que los tramos bajos muestran perturbación, ha sido registrado también en otros sectores del alto valle de río Magdalena (Cuéllar-Cardozo et al., 2020; 2022; Portilla, 2015). Esto refuerza la idea de que las actividades humanas han fragmentado y degradado un ambiente originalmente continuo, del que actualmente solo subsisten múltiples parches con poca o nula intervención humana (Gómez et al., 2016).

En la Laguna Verde (estación 5) se detectaron diferencias significativas en la temperatura del agua

entre los meses de muestreo, relacionadas con variaciones en la tasa de degradación de la materia orgánica en el cuerpo de agua (Almuktar et al., 2018; Landeira-Dabarca et al., 2018).

Listado de especies y nuevos registros

El uso combinado del *barcoding* y la captura de adultos voladores como herramientas complementarias a la identificación taxonómica permitió registrar muchos especímenes con un nivel taxonómico más específico, especialmente en el caso de las larvas de los grupos de Odonata, Coleoptera y Diptera (Lanteri, 2007; Luna, 2005; Múrria et al., 2020). En la mayoría de estos grupos, las observaciones morfológicas solo permitían la identificación hasta familia o subfamilia. Sin embargo, el análisis de secuencias de ADN posibilitó su determinación hasta género y, en algunos casos, especie (Lanteri, 2007; Múrria et al., 2020). Este estudio demuestra que, en regiones con alta diversidad de macroinvertebrados acuáticos, como los cuerpos de agua del BST, es recomendable emplear herramientas complementarias que apoyen la identificación en campo, faciliten el análisis posterior y generen resultados más acordes con las características de cada área de estudio (Lanteri, 2007).

Respecto a la comunidad total de macroinvertebrados acuáticos de la ecoreserva, la composición y diversidad observadas fueron similares a las registradas en otras investigaciones en el alto valle del río Magdalena, lo que sugiere una interconectividad entre cuerpos de agua localizados en otros remanentes de BST (Céspedes-Salazar et al., 2015; Cuéllar-Cardozo et al., 2020; Moreno et al., 2016; Pérez, 2019; Portilla, 2015; Villarreal-Garzón, 2019). No obstante, este trabajo documenta nuevos registros de especies para el departamento, probablemente debido a la escasa investigación sobre macroinvertebrados acuáticos en la región, las dificultades de acceso a ciertas zonas y el limitado interés que esta línea de estudio ha despertado en la comunidad científica (Cuéllar-Cardozo & Castro-Rebolledo, 2020).

Entre los nuevos registros se destacan *Protoneuria amatoria* y *Brechmorhoga pertinax*, odonatos que, según el listado más reciente de especies de Colombia, se conocían únicamente en áreas cercanas a la ecoreserva, en el departamento del Tolima (Bota-Sierra et al., 2024). Este hallazgo amplía su distribución conocida. Un caso similar se presenta con los hemipteros *Limnogonus ignotus*, *Hydrometra comata*, *Notonecta colombiana* y *Neoplea borellii*, especies registradas previamente en zonas próximas al área de estudio (Linares et al., 2018; Padilla Gil, 2013). Por otra parte, la información disponible sobre la distribución de neurópteros en Colombia sigue siendo escasa.

Diversidad y diversidad funcional en ambientes lóticos

A lo largo del arroyo El Neme, las variaciones en la diversidad de macroinvertebrados acuáticos se relacionaron con el aumento de la conductividad, resultado de vertimientos procedentes de actividades agrícolas y del afloramiento de crudo, lo que causa acumulación de solutos y afecta directamente a estas comunidades (Cooper et al., 2013; Hu et al., 2011; Miserendino & Masi, 2010). En particular, la estación 3 presentó los valores más altos de riqueza de especies (OD), especies abundantes (1D) y especies muy abundantes (2D). Este patrón se asocia a un nivel medio de perturbación y a la presencia de un bosque ripario bien conservado, lo que favorece la coexistencia de macroinvertebrados propios tanto de ambientes naturales como de zonas impactadas. De acuerdo con la teoría del disturbio intermedio (Bacca et al., 2023; Connell, 1979; Pallares, 2017), esta heterogeneidad de hábitats incrementa la disponibilidad de recursos, como alimento y refugio, y promueve la colonización por parte de diversos taxones, entre ellos *Stenelmis* sp., *Orthocladinae* sp., *Argia* spp., y *A. williamsoni*, especies típicas de áreas de BST (Andrade et al., 2022; Cuéllar-Cardozo & Bozdoğan, 2024).

En contraste, la estación 1 registró los valores más bajos de diversidad, a pesar de presentar el mayor nivel de conservación y la mejor calidad de agua según los parámetros fisicoquímicos. Este resultado

puede explicarse porque ambientes altamente conservados son rápidamente colonizados por especies dominantes, como *Phylloicus magnus*, que reducen la competencia y ocupan la mayoría de los nichos disponibles, limitando el establecimiento de organismos con requerimientos similares. Esto genera un ambiente homogéneo y estable, pero con menor diversidad (Colwell et al., 2012; Tamaris-Turizo et al., 2020; Townsend, 1989).

En cuanto a la diversidad funcional, se detectó una disminución significativa en los componentes funcionales Fric y Fdis a lo largo del arroyo, asociada a cambios en la composición de especies provocados por estresores ambientales como la conductividad (Bojsen & Jacobsen, 2003; Cuéllar-Cardozo & Bozdoğan, 2024; Rojas et al., 2020; Sattler et al., 2010). Este patrón es común en sistemas lóticos de bajo caudal, altamente vulnerables a perturbaciones antrópicas (Cortés-Guzmán et al., 2021; Heino, 2005; Li et al., 2019). Por su parte, la Feve no mostró una relación directa con los cambios ambientales locales, ya que refleja la distribución de rasgos funcionales en un espacio limitado y presenta limitaciones metodológicas para estudios centrados en un único cuerpo de agua. Por ello, se recomienda su uso en análisis a mayor escala espacial (p. ej., paisaje) (Colzani et al., 2013; Espinoza-Toledo et al., 2021; Rojas et al., 2020).

El análisis MLRM reveló que tanto los parámetros de diversidad taxonómica (OD, 1D y 2D) como de diversidad funcional (FD, Feve, Fric y Fdis) se correlacionaron positivamente con el oxígeno disuelto y negativamente con el caudal. Incrementos en el oxígeno disuelto favorecen la presencia de especies sensibles, elevando la riqueza (OD) y la abundancia relativa de especies comunes (1D), además de incrementar la variedad de rasgos funcionales, lo que se refleja en mayores valores de Fric y Fdis (Cadotte et al., 2011; Heino, 2005; Phillips et al., 2009). La riqueza funcional tendió a aumentar en las zonas altas del arroyo, donde el mayor rango dimensional permite la expresión de rasgos como la diversidad de grupos funcionales de alimentación (GFAs) y el ancho de cabeza, lo que reduce la superposición funcional entre grupos taxonómicos

(Colzani et al., 2013; Rojas et al., 2020). En cambio, el aumento del caudal afecta negativamente a especies sin adaptaciones para soportar un flujo rápido, generando una selección de rasgos funcionales que incrementa la redundancia funcional y disminuye la diversidad funcional global (Rodríguez-Romero et al., 2021; Voß & Schäfer, 2017).

Diversidad y diversidad funcional en ambientes lénticos

Debido a su alta eutrofización, la Laguna Verde (estación 5) registró los valores más bajos de pH y oxígeno disuelto (Azrina et al., 2006; Smith et al., 2006). Estas condiciones promueven comunidades de macroinvertebrados con composición homogénea y dominadas por especies tolerantes, como *Glossiphoniidae* sp. (Annelida) y dípteros como *Chironomus* sp. y *Tanytarsus* sp. (Espinoza-Toledo et al., 2021; Iñiguez-Armijos et al., 2016; Lorion & Kennedy, 2009; Pereira-Gomes et al., 2018).

Los valores mínimos de pH y oxígeno se asocian al fuerte impacto antrópico que afecta el reservorio, el cual ha modificado la dinámica del ecosistema. El exceso de recursos —principalmente materia orgánica y biofilm— favorece el incremento de poblaciones de especies tolerantes como *Glossiphoniidae* sp. y *Neoplea borellii*, que desplazan a otras especies y alteran de manera permanente la estructura del ecosistema acuático (Coccia et al., 2021; Smith et al., 2006).

Conclusiones

En el ambiente lótico se evidenció una relación entre las variables fisicoquímicas y la diversidad y diversidad funcional de los macroinvertebrados acuáticos, la cual varía según el estado de conservación de cada estación de muestreo. En términos de diversidad taxonómica, parámetros como la riqueza de especies y la abundancia relativa tienden a aumentar en sectores con un sistema ripario bien conservado, altos niveles de oxígeno disuelto y caudal reducido. Estas condiciones también repercuten en la diversidad funcional, especialmente en la riqueza y distancia funcional, propias de ambientes con un nivel de perturbación intermedia,

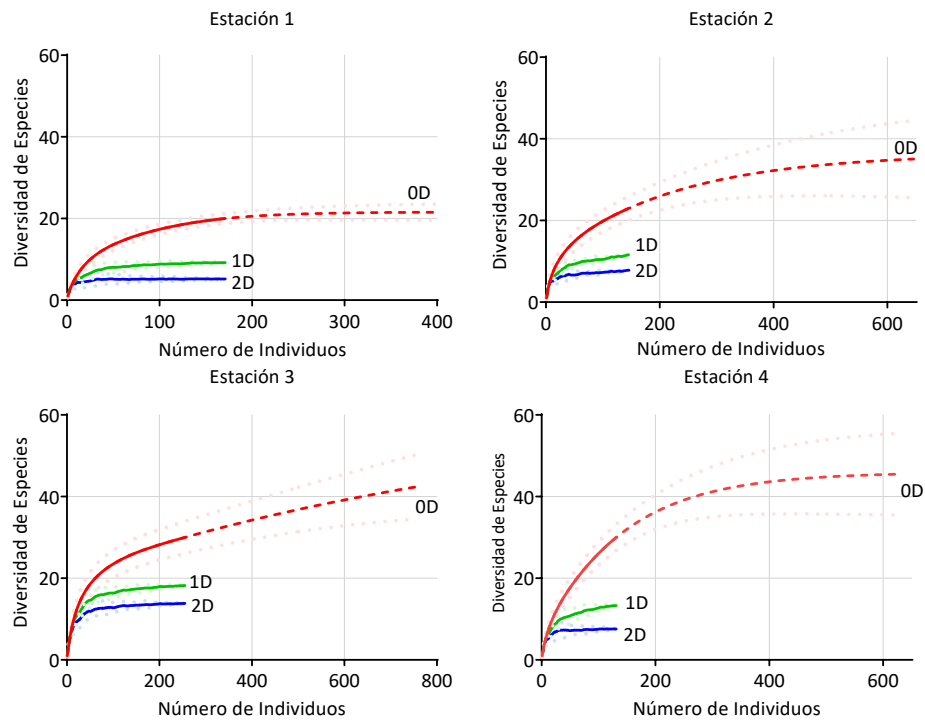
donde coexisten macroinvertebrados asociados tanto a entornos naturales como a áreas impactadas, con fácil acceso a recursos como alimento y refugio. Este patrón respalda la idea de que los cambios en la composición, diversidad y diversidad funcional de los macroinvertebrados acuáticos deberían evaluarse en función del grado de perturbación, al menos en sistemas hídricos del bosque seco tropical.

En el ambiente léntico, la alta eutrofización se asocia a valores de oxígeno y pH ácido, condiciones que favorecen la dominancia de especies tolerantes capaces de ocupar la mayoría de los nichos disponibles e impedir la colonización por otras especies. Esto conduce a una alteración permanente del ecosistema y a valores reducidos de diversidad y parámetros funcionales.

Finalmente, se recomienda ampliar el periodo de muestreo a un mínimo de 12 meses, con el fin de abarcar la totalidad del climático de la región y obtener una caracterización más completa de la dinámica ecológica.

Agradecimientos

Esta publicación forma parte del proyecto Fibras, un convenio entre el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ecopetrol, como aporte a la transición hacia la sostenibilidad en Colombia. La investigación contó con el apoyo económico y logístico de los promotores del proyecto y de las entidades vinculadas. Agradecemos de manera especial a los biomonitores locales por su colaboración en la colecta de organismos, sus valiosos aportes de conocimiento empírico sobre la diversidad del área de estudio y su interés en aprender. Su participación enriqueció el proyecto y constituyó un aporte invaluable para las investigaciones en este remanente de bosque seco tropical. Asimismo, expresamos nuestro agradecimiento a los investigadores Maylin Adriana González, María Claudia González, Nathalie Baena, Danobis Medina y Oscar Prieto por su apoyo en el desarrollo de esta investigación.

Figura 2. Curvas de acumulación de especies por números de Hill para las estaciones de muestreo en la quebrada El Neme.

Notas. 0D = riqueza de especies, 1D = especies abundantes, 2D = especies muy abundantes; línea punteada = margen de error; línea discontinua = extrapolación de datos.

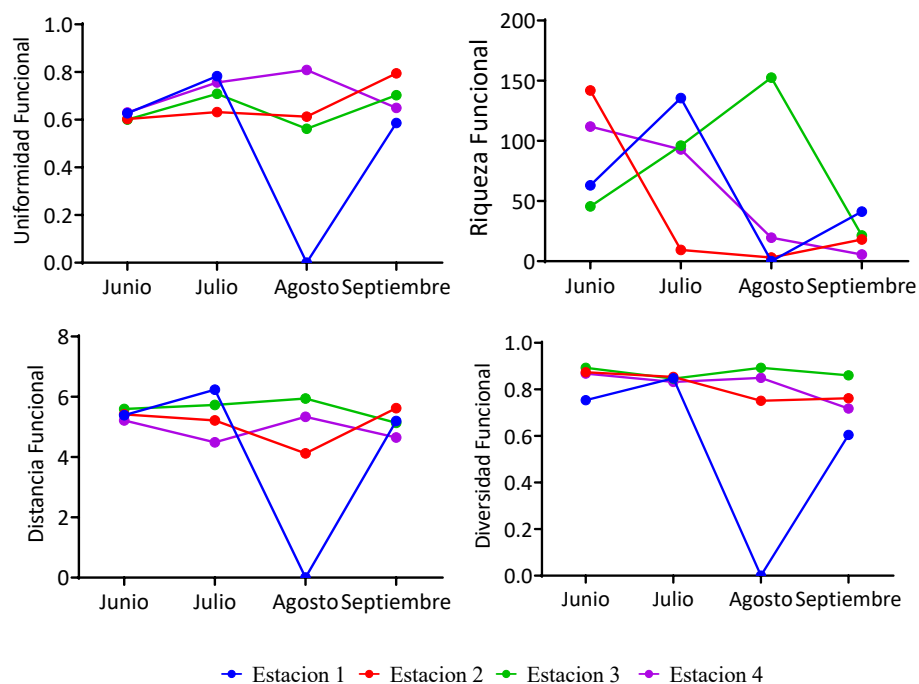
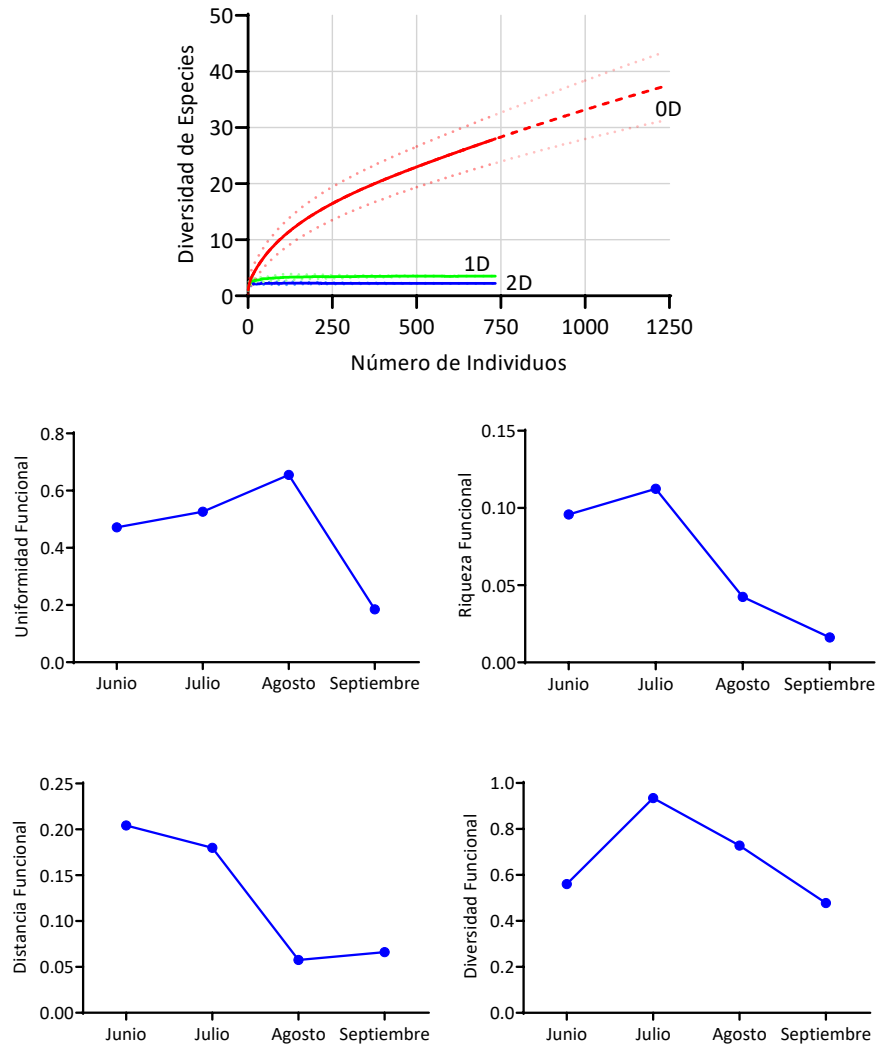
Figura 3. Parámetros de la diversidad funcional definidos para los macroinvertebrados acuáticos capturados en la quebrada El Neme (estaciones 1-4) durante todo el periodo de muestreo.

Figura 4. Curvas de acumulación de especies por números de Hill y parámetros de diversidad funcional para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos del sistema léntico de Laguna Verde (estación 5) durante todo el periodo de muestreo.



Notas. 0D = riqueza de especies, 1D = especies abundantes, 2D = especies muy abundantes; línea punteada = margen de error; línea discontinua = extrapolación de datos.

Referencias

- Almuktar, S. A. A. N., Abed, S. N., & Scholz, M. (2018). Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24), 23595–23623. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2629-3>
- Andrade, J. R. D., Gomes, C., Lopes, R., Ayron, B., Aguiar, D. S., Kelly, V., & Araujo, R. D. (2022). Short timescale regeneration in a tropical dry forest in Brazil. *Research, Society and Development*, 11(5), e56511528385. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i5.28385>
- Andrade-C., M. G. (2011). Estado del conocimiento de la biodiversidad en Colombia y sus amenazas: Consideraciones para fortalecer la interacción ciencia-política. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 35(137), 491–507. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.137>
- Aristizábal, H. (2016). *Hemípteros acuáticos y semiacuáticos del Neotrópico*. Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.
- Azrina, M. Z., Yap, C. K., Rahim Ismail, A., Ismail, A., & Tan, S. G. (2006). Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64(3), 337–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.04.003>
- Bacca, J. C., Rampanelli Cararo, E., Alves Lima-Rezende, C., Tavares Martins, R., Macedo-Reis, L. E., Dal Magro, J., & De Souza Rezende, R. (2023). Land-use effects on aquatic macroinvertebrate diversity in subtropical highland grasslands streams. *Limnetica*, 42(2), 289–304. <https://doi.org/10.23818/limn.42.16>
- Baena-Bejarano, N., Reina, C., Martínez-Revelo, D. E., Medina, C. A., Tovar, E., Uribe-Soto, S., Neita-Moreno, J. C., & González, M. A. (2023). Taxonomic identification accuracy from BOLD and GenBank databases using over a thousand insect DNA barcodes from Colombia. *PLOS ONE*, 18(4), e0277379. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0277379>
- Ballesteros-Correa, J., Morelo-García, L., & Pérez-Torres, J. (2019). Composición y estructura vegetal de fragmentos de bosque seco tropical en paisajes de ganadería extensiva bajo manejo silvopastoril y convencional en Córdoba, Colombia. *Caldasia*, 41(1), 174–191. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.71320>
- Belgrano, A., Woodward, G., & Jacob, U. (Eds.). (2015). *Aquatic functional biodiversity: An ecological and evolutionary perspective*. Elsevier; Academic Press.
- Berger, E., Haase, P., Schäfer, R. B., & Sundermann, A. (2018). Towards stressor-specific macroinvertebrate indices: Which traits and taxonomic groups are associated with vulnerable and tolerant taxa? *Science of the Total Environment*, 619–620, 144–154. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.022>
- Boersma, K. S., Dee, L. E., Miller, S. J., Bogan, M. T., Lytle, D. A., & Gitelman, A. I. (2016). Linking multidimensional functional diversity to quantitative methods: A graphical hypothesis-evaluation framework. *Ecology*, 97(3), 583–593. <https://doi.org/10.1890/15-0688>
- Bojsen, B. H., & Jacobsen, D. (2003). Effects of deforestation on macroinvertebrate diversity and assemblage structure in Ecuadorian Amazon streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 158(3), 317–342. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0158-0317>
- Bota-Sierra, C. A., Álvarez-Álvarez, K., Amaya, V., Camargo, B. C., Garzón-Salamanca, L. L., Hoyos, A., Mendoza-Penagos, C. C., Montes-Fontalvo, J., Palacino-Rodríguez, F., Pérez-Gutiérrez, L. A., Realpe, E., Herrera, M. S., Sandoval-H., J., Stand-Pérez, M., Torres-Pachón, M., Velásquez, M. I., & Cano-Cobos, Y. (2024). Commented checklist of the Odonata from Colombia. *International Journal of Odonatology*, 27(1–2), 103–150. <https://doi.org/10.48156/1388.2024.2144066>

- Brinkhurst, R. O., & Gelder, S. R. (2001). Annelida: Oligochaeta, including Branchiobdellidae. En J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (pp. 431–504). Academic Press.
- Brito, J. G., Martins, R. T., Oliveira, V. C., Hamada, N., Nessimian, J. L., Hughes, R. M., Ferraz, S. F. B., & de Paula, F. R. (2018). Biological indicators of diversity in tropical streams: Congruence in the similarity of invertebrate assemblages. *Ecological Indicators*, 85, 85–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.001>
- Brown, B. V., Borkent, A., Cumming, J. M., Wood, D. M., Woodley, N. E., & Zumbado, M. A. (2010). *Manual of Central American Diptera* (Vol. 1). NRC Research Press.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Camacho, A. A., & Jones, J. R. (2012). A new species of *Haploglenius* Burmeister, 1839 (Neuroptera: Ascalaphidae) from the Colombian Orinoquía. *Zootaxa*, 3268(1), 40–46. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3268.1.4>
- Campos, M. R., & Lasso, C. A. (2015). *Libro rojo de los cangrejos dulceacuícolas de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Casotti, C. G., Kiffer, W. P., Costa, L. C., Rangel, J. V., Casagrande, L. C., & Moretti, M. S. (2015). Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. *Natureza & Conservação*, 13(2), 183–189. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.011>
- Céspedes-Salazar, A. S., Andrade, G. C., & Valenzuela, J. C. (2015). Diversidad de odonatos (Insecta: Odonata) en el Centro de Investigación y Educación Ambiental “La Tribuna”, vereda Tamarindo (Neiva, Huila). *Entomología Mexicana*, 2, 619–627.
- Chará-Serna, A. M., Chará, J. D., Zúñiga, M. del C., Pearson, R. G., & Boyero, L. (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 48(2), 139–144. <https://doi.org/10.1051/limn/2012013>
- Chevenet, F., Doledec, S., & Chessel, D. (1994). A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31(3), 295–309. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x>
- Classen-Rodríguez, L., Gutiérrez-Fonseca, P. E., & Ramírez, A. (2017). Leaf litter decomposition and macroinvertebrate assemblages along an urban stream gradient in Puerto Rico. *Biotropica*, 49(3), 370–379. <https://doi.org/10.1111/btp.12685>
- Coccia, C., Almeida, B. A., Green, A. J., Gutiérrez, A. B., & Carbonell, J. A. (2021). Functional diversity of macroinvertebrates as a tool to evaluate wetland restoration. *Journal of Applied Ecology*, 58(12), 2999–3011. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14038>
- Colwell, R. K., Chao, A., Gotelli, N. J., Lin, S. Y., Mao, C. X., Chazdon, R. L., & Longino, J. T. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5(1), 3–21. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- Colzani, E., Siqueira, T., Suriano, M. T., & Roque, F. O. (2013). Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic forest. *Biotropica*, 45(3), 343–350. <https://doi.org/10.1111/btp.12022>
- Connell, J. H. (1979). Intermediate-disturbance hypothesis. *Science*, 204(4399), 1344–1345. <https://doi.org/10.1126/science.204.4399.1344>
- Cooper, S. D., Lake, P. S., Sabater, S., Melack, J. M., & Sabo, J. L. (2013). The effects of land use changes on streams and rivers in Mediterranean climates. *Hydrobiologia*, 719(1), 383–425. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1333-4>
- Cordova-Tapia, F., & Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de

- comunidades. *Ecosistemas*, 24(3), 78–87. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-3.12>
- Cortés-Guzmán, D., Alcocer, J., & Cummins, K. W. (2021). Benthic macroinvertebrates of tropical streams: Functional and trophic diversity of the Lacantún River, Mexico. *Limnology*, 22(3), 291–302. <https://doi.org/10.1007/s10201-021-00658-y>
- Cuéllar-Cardozo, J. A., & Bozdoğan, H. (2024). Influence of vegetation cover on the functional diversity of macroinvertebrates associated with leaf litter in a stream of the tropical dry forest. *Actualidades Biológicas*, 46(121), 15–27. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi/v46n121a06>
- Cuéllar-Cardozo, J. A., & Castro-Rebolledo, M. I. (2020). Listado actualizado de Odonata para el departamento del Huila, Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*, 19(2), 27–38.
- Cuéllar-Cardozo, J. A., Castro-Rebolledo, M. I., & Jaramillo, M. A. (2020). Diversidad y composición de Odonata asociadas con diferentes condiciones de la vegetación riparia a lo largo de un arroyo en Paicol, Huila, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 42(113), 1–11. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v42n113a04>
- Cuéllar-Cardozo, J. A., Nossa-Silva, D., & Vallejo, M. I. (2022). Diversidad y estructura florística en zonas riparias de un remanente de bosque seco. *Colombia Forestal*, 25(2), 181–194. <https://doi.org/10.14483/2256201X.18026>
- David, A., Quintana, T., Carlos, J., & López, N. (2004). Clave de identificación para los adultos de las especies del orden Odonata presentes en Cuba. *Aquatic Insects*, 35(1), 77–90. <https://doi.org/10.1080/01650420412331299470>
- de Bello, F., Carmona, C. P., Mason, N. W. H., Sebastià, M. T., & Lepš, J. (2013). Which trait dissimilarity for functional diversity: Trait means or trait overlap? *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 807–819. <https://doi.org/10.1111/jvs.12008>
- de Jong, H. (1987). Keys for the identification of Tipuloidea (Insecta, Diptera) recorded for the Canary Islands. *Eos*, 92(63), 73–92.
- Denward, C. M. T., & Tranvik, L. J. (1998). Effects of solar radiation on aquatic macrophyte litter decomposition. *Oikos*, 82(1), 51–58. <https://doi.org/10.2307/3546916>
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo.
- DRYFLOR. (2016). Plant diversity patterns in Neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306), 1383–1387. <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* (Vol. XXXIII). Fundación BBVA.
- Espinoza-Toledo, A., Mendoza-Carranza, M., Castillo, M. M., Barba-Macías, E., & Capps, K. A. (2021). Taxonomic and functional responses of macroinvertebrates to riparian forest conversion in tropical streams. *Science of the Total Environment*, 757, 143972. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143972>
- Galeano Rendón, E., Monsalve Cortes, L. M., & Mancera Rodríguez, N. J. (2017). Evaluación de la calidad ecológica de quebradas andinas en la cuenca del río Magdalena, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 20(2), 411–420. <https://doi.org/10.31910/rudca.v20.n2.2017.398>
- Garrison, R. W. (1994). A revision of the New World genus *Erpetogomphus* Hagen in Selys (Odonata: Gomphidae). *Tijdschrift voor Entomologie*, 137(2), 173–269.
- Garrison, R. W., & von Ellenrieder, N. (2015). Damselflies of the genus *Argia* of the Guiana Shield (Odonata: Coenagrionidae). *Zootaxa*, 4042(1), 1–68. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4042.1.1>
- Garrison, R. W., von Ellenrieder, N., & Louton, J. A. (2006). *Dragonfly genera of the New World*. Johns Hopkins University Press.
- Gómez, M. F., Moreno, L. A., Andrade, G. I., & Rueda, C. (2016). *Biodiversidad 2015: Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Instituto Alexander von Humboldt.

- González, A. (2018). ImageJ: Una herramienta indispensable para medir el mundo biológico. *Folium. Relatos Botánicos*, 9(1), 16–20.
- González, H. Z., & Moreno, M. A. Z. (2017). Macroinvertebrados acuáticos epicontinentales en ecosistemas lóticos del Valle del Patía: Revisión de literatura científica 1991–2015. *Novedades Colombianas*, 12(1), 39–56.
- González, M. A., & Arenas-Castro, H. (2017). *Recolección de tejidos biológicos para análisis genéticos* (1.ª ed.). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Gutiérrez-Fonseca, P. E., Ramírez, A., Pringle, C. M., Torres, P. J., McDowell, W. H., Covich, A., Cowl, T., & Pérez-Reyes, O. (2020). When the rainforest dries: Drought effects on a montane tropical streamecosystem in Puerto Rico. *Freshwater Science*, 39(2), 197–212. <https://doi.org/10.1086/708808>
- Halfpeter, G. (1992). *La diversidad biológica de Iberoamérica*. Instituto de Ecología A.C. http://www.rds.org.co/aa/img_upload/cd3189bd6b9a1ea1575134c54f92a42c/Diversidad_1.PDF
- Hanson, P., Springer, M., & Ramírez, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 3–37.
- Hebert, P. D. N., Cywinska, A., Ball, S. L., & deWaard, J. R. (2003). Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1512), 313–321. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2218>
- Heckman, C. W. (2002). *Encyclopedia of South American aquatic insects: Hemiptera-Heteroptera*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8176-7>
- Heckman, C. W. (2006a). *Encyclopedia of South American aquatic insects: Odonata—Anisoptera*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8176-7>
- Heckman, C. W. (2006b). *Encyclopedia of South American aquatic insects: Odonata—Zygoptera*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8176-7>
- Heino, J. (2005). Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology*, 50(9), 1578–1587. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01418.x>
- Hu, B., Shen, L., Xu, X., & Zheng, P. (2011). Anaerobic ammonium oxidation (anammox) in different natural ecosystems. *Biochemical Society Transactions*, 39(6), 1811–1816. <https://doi.org/10.1042/BST20110711>
- Iñiguez-Armijos, C., Rausche, S., Cueva, A., Sánchez-Rodríguez, A., Espinosa, C., & Breuer, L. (2016). Shifts in leaf litter breakdown along a forest–pasture–urban gradient in Andean streams. *Ecology and Evolution*, 6(14), 4847–4859. <https://doi.org/10.1002/ece3.2257>
- Ivanova, N. V., deWaard, J. R., & Hebert, P. D. N. (2006). An inexpensive, automation-friendly protocol for recovering high-quality DNA. *Molecular Ecology Notes*, 6(4), 998–1002. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2006.01428.x>
- Ivanova, N. V., Fazekas, A. J., & Hebert, P. D. N. (2008). Semi-automated, membrane-based protocol for DNA isolation from plants. *Plant Molecular Biology Reporter*, 26(3), 186–198. <https://doi.org/10.1007/s11105-008-0029-4>
- Jost, L. (2019). What do we mean by diversity? The path towards quantification. *Mètode Science Studies Journal*, (9), 55–61. <https://doi.org/10.7203/metode.9.12476>
- Jost, L., & González-Oreja, J. A. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana*, 56(1), 3–14.
- Kearse, M., Moir, R., Wilson, A., Stones-Havas, S., Cheung, M., Sturrock, S., Buxton, S., Cooper, A., Markowitz, S., Duran, C., Thierer, T., Ashton, B., Meintjes, P., & Drummond, A. (2012). Geneious Basic: An integrated and extendable desktop software platform for the organization and analysis of sequence data. *Bioinformatics*, 28(12),

- 1647–1649.
<https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bts199>
- Kohlmann, B., Vásquez, D., Arroyo, A., & Springer, M. (2021). Taxonomic and functional diversity of aquatic macroinvertebrate assemblages and water quality in rivers of the dry tropics of Costa Rica. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 660260.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.660260>
- Kominoski, J. S., Shah, J. J. F., Canhoto, C., Fischer, D. G., Gilling, D. P., González, E., Griffiths, N. A., Larrañaga, A., LeRoy, C. J., Mineau, M. M., McElarney, Y. R., Shirley, S. M., Swan, C. M., & Tiegs, S. D. (2013). Forecasting functional implications of global changes in riparian plant communities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(8), 423–432.
<https://doi.org/10.1890/120056>
- Landeira-Dabarca, A., Pérez, J., Graça, M. A. S., & Boyero, L. (2018). Joint effects of temperature and litter quality on detritivore-mediated breakdown in streams. *Aquatic Sciences*, 81(1), 5.
<https://doi.org/10.1007/s00027-018-0598-8>
- Lanteri, A. A. (2007). Código de barras del ADN y sus posibles aplicaciones en el campo de la entomología. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 66(3–4), 15–25.
- Laython, M. (2017). *Los coleópteros acuáticos (Coleoptera: Insecta) en Colombia: Distribución y taxonomía* [Tesis de pregrado, Universidad Nacional de Colombia].
- Li, Z., Wang, J., Liu, Z., Meng, X., Heino, J., Jiang, X., Xiong, X., Jiang, X., & Xie, Z. (2019). Different responses of taxonomic and functional structures of stream macroinvertebrate communities to local stressors and regional factors in a subtropical biodiversity hotspot. *Science of the Total Environment*, 655, 1288–1298.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.222>
- Linares, E. L., Lasso, C. A., Vera-Ardila, L. M., & Morales-Betancourt, A. M. (2018). Moluscos dulceacuícolas de Colombia. En C. A. Lasso, A. M. Morales-Betancourt, L. M. Vera-Ardila & E. L. Linares (Eds.), *Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia* (Vol. XVII). Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Linares, J., & Fandiño, M. (2009). Estado del bosque seco tropical e importancia relativa de su flora leñosa, islas de la Vieja Providencia y Santa Catalina, Colombia, Caribe suroccidental. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 33(126), 485–500.
- Lorion, C. M., & Kennedy, B. P. (2009). Relationships between deforestation, riparian forest buffers and benthic macroinvertebrates in neotropical headwater streams. *Freshwater Biology*, 54(1), 165–180.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02092.x>
- Luna, J. M. (2005). Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 37, 385–408.
- Magoga, G., Forni, G., Brunetti, M., Meral, A., Spada, A., De Biase, A., & Montagna, M. (2022). Curation of a reference database of COI sequences for insect identification through DNA metabarcoding: COins. *Database*, 2022, baac055.
<https://doi.org/10.1093/database/baac055>
- Malacarne, T. J., Machado, N. R., & Moretto, Y. (2024). Influence of land use on the structure and functional diversity of aquatic insects in neotropical streams. *Hydrobiologia*. Advance online publication.
<https://doi.org/10.1007/s10750-023-05207-5>
- Mason, N. W. H., & de Bello, F. (2013). Functional diversity: A tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 1–7.
<https://doi.org/10.1111/jvs.12097>
- Mason, N. W. H., de Bello, F., Mouillot, D., Pavoine, S., & Dray, S. (2013). A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 794–806.
<https://doi.org/10.1111/jvs.12013>
- Mello, K. de, Valente, R. A., Randhir, T. O., dos Santos, A. C. A., & Vettorazzi, C. A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order

- streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 167, 130–138. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- Merritt, R., Cummins, K., & Berg, M. (2008). *Aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company.
- Miserendino, M. L., & Masi, C. I. (2010). The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological Indicators*, 10(2), 311–319. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.008>
- Moncada Álvarez, L. I., Cuadrado Ángel, L. A., & Pinilla Agudelo, G. A. (2018). Biodiversidad de simúlidos (Diptera: Simuliidae) de Colombia: Estado del conocimiento. *Biota Colombiana*, 18(2), 165–180. <https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a10>
- Moreno, Y. D., Trujillo, F. A., & Murcia, V. T. (2016). Evaluación de la calidad del agua en el Canal La Ovejera, Campoalegre—Huila, empleando bioindicadores acuáticos. *Revista Agropecuaria y Agroindustrial La Angostura*, 2(2), 45–56.
- Morinière, J., Cancian De Araujo, B., Lam, A. W., Hausmann, A., Balke, M., Schmidt, S., Hendrich, L., Doczkal, D., Fartmann, B., Arvidsson, S., & Haszprunar, G. (2016). Species identification in Malaise trap samples by DNA barcoding based on NGS technologies and a scoring matrix. *PLOS ONE*, 11(5), e0155497. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155497>
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147–163. <https://doi.org/10.1002/aqc.529>
- Múrria, C., Somma, S., Wangenstein, O. S., Arnedo, M. A., & Prat, N. (2020). Towards an Iberian DNA barcode reference library of freshwater macroinvertebrates and fishes. *Limnetica*, 39(1), 73–92. <https://doi.org/10.23818/limn.39.06>
- Olascuaga-Vargas, D., Mercado-Gómez, J., & Sanchez-Montañó, L. R. (2016). Análisis de la vegetación sucesional en un fragmento de bosque seco tropical en Toluejo-Sucre (Colombia). *Colombia Forestal*, 19(1), e1. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2016.1.a02>
- Ometo, J. P., Martinelli, L. A., Ballester, M. V., Gessner, A., Krusche, A. V., Victoria, R. L., & Williams, M. (2000). Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba River Basin, south-east Brazil. *Freshwater Biology*, 44(2), 327–337. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x>
- Padilla-Gil, D. N. (2013). Nuevos registros y ampliación de la distribución de Heterópteros acuáticos en Colombia (Hemiptera, Heteroptera). *Acta Biológica Colombiana*, 18(2), 391–400.
- Padilla-Gil, D. N. (2015). Gerromorpha y Nepomorpha (Heteroptera) del Pacífico de Colombia: Lista de especies, distribución geográfica y altitudinal. *Biota Colombiana*, 16(1), 20–35.
- Pallares, K. (2017). *Caracterización de los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos en arroyos del campus Utopía-Universidad de La Salle (Yopal-Casanare)* [Tesis de pregrado, Universidad de La Salle].
- Pennington, R. T., Prado, D. E., & Pendry, C. A. (2000). Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography*, 27(2), 261–273. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x>
- Penny, N. D. (1981). Review of the generic level classification of the New World Ascalaphidae (Neuroptera). *Acta Amazonica*, 11(2), 391–406. <https://doi.org/10.1590/1809-43921981112391>
- Pereira-Gomes, P., Ferreira, V., Tonin, A. M., Medeiros, A. O., & Júnior, J. F. G. (2018). Combined effects of dissolved nutrients and oxygen on plant litter decomposition and associated fungal communities. *Microbial Ecology*, 75(4), 1016–1027. <https://doi.org/10.1007/s00248-017-1099-3>
- Pérez, Á. D. (2019). *Informe sobre la evaluación de la calidad del agua de la quebrada Zapatero del*

- municipio de La Plata Huila, mediante la aplicación de los métodos BMWP/COL y ASPT correlacionados con parámetros fisicoquímicos [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Abierta y a Distancia].
- Pessacq, P., Muzón, J., & Neiss, U. G. (2018). Order Odonata. En J. H. Thorp & D. C. Rogers (Eds.), *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates* (pp. 355-494). Elsevier. <https://doi.org/10.1515/9780691204994-008>
- Phillips, O. L., Aragão, L. E. O. C., Lewis, S. L., Fisher, J. B., Lloyd, J., López-González, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C. A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T. R., Bánki, O., Blanc, L., Bonal, D., ... Torres-Lezama, A. (2009). Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*, 323(5919), 1344-1347. <https://doi.org/10.1126/science.1164033>
- Portilla, N. (2015). Distribución espacial y temporal de macroinvertebrados acuáticos en la quebrada La Cascajosa—Garzón (Huila). *Entornos*, 28(1), 56-75.
- Posada, M. I., & Arroyave, M. del P. (2015). Análisis de calidad del retiro ribereño para diseño de estrategias de restauración ecológica en el río La Miel, Caldas, Colombia. *Revista EIA*, 12(23), 117-128. <https://doi.org/10.24050/reia.v0i0.611>
- Posada-García, J. A. J., & Roldán-Pérez, G. (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el noroccidente de Colombia. *Caldasia*, 25(1), 169-192.
- Promis, A., Schindler, D., Reif, A., & Cruz, G. (2009). Solar radiation transmission in and around canopy gaps in an uneven-aged *Nothofagus betuloides* forest. *International Journal of Biometeorology*, 53(4), 355-367. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0222-7>
- Ratnasingham, S., & Hebert, P. D. N. (2007). BOLD: The Barcode of Life Data System. *Molecular Ecology Notes*, 7(3), 355-364. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2006.01678.x>
- Rincón, J., Merchán, D., Sparer, A., Rojas, D., & Zárate, E. (2017). La descomposición de la hojarasca como herramienta para evaluar la integridad funcional de ríos altoandinos del sur del Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, 65(1), 1-16. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i1.23233>
- Rodríguez-Romero, A. J., Rico-Sánchez, A. E., Sedeño-Díaz, J. E., & López-López, E. (2021). Characterization of the multidimensional functional space of the aquatic macroinvertebrate assemblages in a biosphere reserve (Central México). *Diversity*, 13(11), 546. <https://doi.org/10.3390/d13110546>
- Rojas, C. A. D., Motta-Díaz, Á. J., & Aranguren-Riaño, N. (2020). Study of the taxonomic and functional diversity of the macroinvertebrate assemblages in an Andean mountain river. *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), S132-S149. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68iS2.44345>
- Romero, I., & Ari Noriega, J. (2013). Chinchas acuáticas de la superfamilia Nepoidea (Hemiptera: Nepomorpha) de Colombia: Nuevos registros para Suramérica y ampliación de su distribución en el país. *Biota Colombiana*, 14(2), 363-370.
- Romero-Duque, L., Rosero-Toro, J., Fernández-Lucero, M., Simbaqueba-Gutiérrez, A., & Pérez, C. (2019). Trees and shrubs of the tropical dry forest of the Magdalena River upper watershed (Colombia). *Biodiversity Data Journal*, 7, e36191. <https://doi.org/10.3897/BDJ.7.e36191>
- Sabaj, V., Rodríguez-Gallego, L., Chreties, C., Crisci, M., Fernández, M., Colombo, N., Lanzilotta, B., Saravia, M., Neme, C., & Conde, D. (2014). *Qué son los caudales ambientales y cuál es la perspectiva de su aplicación en Uruguay*. UNESCO.
- Sattler, T., Duelli, P., Obrist, M. K., Arlettaz, R., & Moretti, M. (2010). Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology*, 25(6), 941-954. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9473-2>
- Schmera, D., Heino, J., Podani, J., Erős, T., & Dolédec, S. (2017). Functional diversity: A review of

- methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. *Hydrobiologia*, 787(1), 27-44. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2974-5>
- Smith, V. H., Joye, S. B., & Howarth, R. W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 51(1, Part 2), 351-355. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351
- Suárez, M. L., Vidal-Abarca, M. R., Sánchez-Montoya, M. D. M., Alba-Tercedor, J., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Jáimez-Cuéllar, P., Munné, A., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Salinas, M. J., Toro, M., & Vivas, S. (2002). Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: El uso del índice QBR. *Limnetica*, 21(3-4), 135-148.
- Tamaris-Turizo, C. E., Gómez, K., & Pinilla, G. A. (2020). Preferencias alimentarias de *Phylloicus* sp. (Trichoptera: Calamoceratidae) en un río neotropical de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68(S2), S150-S162. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68iS2.44350>
- Tomanova, S., Goitia, E., & Helešic, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556(1), 251-264. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>
- Tomanova, S., & Usseglio-Polatera, P. (2007). Patterns of benthic community traits in neotropical streams: Relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology*, 170(3), 243-255. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2007/0170-0243>
- Townsend, C. R. (1989). The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 36-50. <https://doi.org/10.2307/1467400>
- Triplehorn, C. A., & Johnson, N. F. (2005). *Borror and DeLong's introduction to the study of insects* (7.^a ed.). Thomson Brooks/Cole.
- Usseglio-Polatera, P. (1994). Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Aquatic insects in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31(3), 417-437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01749.x>
- Vargas, W. (2015). A brief description of the vegetation, with special emphasis on the intermediate pioneers of the dry forests of La Jagua, in the upper basin of the Magdalena River in Huila. *Colombia Forestal*, 18(1), 47-70. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2015.1.a03>
- Vásquez-Ramos, J. M., Guevara-Cardona, G., & Reinoso-Flórez, G. (2014). Factores ambientales asociados con la preferencia de hábitat de larvas de tricópteros en cuencas con bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 62(2), 73-86. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i2.14918>
- Villarreal-Garzón, D. S. (2019). Determinación de la calidad de agua mediante la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores de tres afluentes principales en el río Guachicos, municipio de Pitalito, Huila [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Abierta y a Distancia]. Repositorio Institucional UNAD. <https://repository.unad.edu.co/handle/10596/28090>
- Voß, K., & Schäfer, R. B. (2017). Taxonomic and functional diversity of stream invertebrates along an environmental stress gradient. *Ecological Indicators*, 81, 235-242. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.072>
- Wiederholm, T. (1983). *Chironomidae of the Holarctic region: Keys and diagnoses*. Borgströms Tryckeri.
- Wilches-Álvarez, W., Botero-Á, M. F., & Cortés-P., F. (2013). Macroinvertebrates associated with *Guzmania mitis* L.B. Sm. (Bromeliaceae) in two fragments of oak grove. *Colombia Forestal*, 16(1), 5-20. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2013.1.a01>

Anexos

Tabla 1. Listado de rasgos funcionales, categorías y códigos definidos para los organismos registrados en la Ecoreserva La Tribuna.

Rasgo funcional	Organismos acuáticos	Organismos voladores	Código
Amplitud cefálica (mm) o amplitud de concha (mm)	<0,4	<2	A1
	0,41-0,8	2,1-4,0	A2
	0,81-1,6	4,1-6,0	A3
	1,61-2,4	6,1-8,0	A4
	2,41-3,2	8,01-10,00	A5
	3,21-4,0	10,01-12,00	A6
	>4,01	>12,01	A7
Longitud corporal (mm) o longitud de concha (mm)	<3	<12	L1
	3,01-5	12,01-24	L2
	5,01-7	24,01-36	L3
	7,01-9	36,01-48	L4
	9,01-11	48,01-60	L5
	11,01-13	60,01-72	L6
	>13,01	>72,01	L7
Forma del cuerpo	Cilíndrico		Cl
	Esférico		Es
	Aplanado		Ap
Biomasa (mg)	<0,4	<100	B1
	0,41-0,8	100,01-200,0	B2
	0,81-1,6	200,01-300,0	B3
	1,61-2,0	300,01-400,0	B4
	2,01-2,4	500,01-600,0	B5
	2,41-2,8	600,01-700	B6
	>2,81	>700,01	B7
Grupo funcional alimenticio	Colector-Filtrador		C-F
	Colector-Recolector		C-R
	Depredador		Dp
	Fragmentador		Fr
	Herbívoro		He
	Raspador		Rp
	Detritívoro		Dt
Tipo de respiración acuática	Triturador		Tt
	Branquias	No se registró	Br
	Plastrón		Pl
	Estigma		Et
	Tegumento		Tg
Movilidad en sustrato	Volador	No se registró	VI
	Neutónicos		Nt
	Nectónicos		Nc
	Epibentónico		Ep
	Endobentónico		En
	Unido al Sustrato		Us

Notas. Los códigos son abreviaciones claras de cada uno de los rasgos funcionales de los cuales el mismo código representa.

Tabla 2. Índice QBR y prueba de Kruskal-Wallis de los datos ambientales registrados.

Parámetro	Quebrada El Neme				Laguna Verde
	Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Estación 5
Temperatura (°C)	22,19 ± 0,3	22,5 ± 0,27	23,39 ± 0,37	24 ± 0,38	17,36 ± 8,82
Oxígeno disuelto (mg l ⁻¹)	6,56 ± 1,24	6,47 ± 1,49	6,43 ± 2,03	5,45 ± 1,67	1,31 ± 1,81
Sólidos Suspendidos Totales (mg l ⁻¹)	14,15 ± 5,51	15,18 ± 0,62	143,4 ± 45,41	171,95 ± 20,97	39,88 ± 35,07
Conductividad (μS cm ⁻¹)	28,4 ± 11,52	29,48 ± 2,8	287 ± 90,72	344 ± 41,92	80,81 ± 70,39
pH	6,54 ± 0,15	6,41 ± 0,16	6,82 ± 0,1	6,77 ± 0,2	4,2 ± 2,09
Caudal (m ³ s ⁻¹)	0,09 ± 0,14	0,11 ± 0,09	0,04 ± 0,03	0,07 ± 0,06	0 ± 0
Índice QBR	81,25	75	85	65	-

Notas. Los valores significativos ($p < 0,05$) aparecen en negrita.

Tabla 3. Listado de morfotipos capturados por ambiente lótico y léntico durante todo el periodo de muestreo.

Notas. En negrita, nuevos registros de especies de macroinvertebrados acuáticos para el departamento del Huila. MIA = macroinvertebrados acuáticos; MIV = macroinvertebrados voladores.

Filo	Clase	Orden	Familia	Morfotipo	N.º Individuos El Neme		N.º Individuos Laguna Verde		Total
					MI-A	MI-V	MI-A	MI-V	
Annelida	Clitellata	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Glossiphoniidae</i>	0	0	461	0	461
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Chrysomalidae	<i>Chrysomalidae</i> sp.	1	0	0	0	1
			Dytiscidae	<i>Hydaticus</i> sp.	2	0	1	0	3
				<i>Laccophilus</i> sp.	9	0	3	0	12
				<i>Megadytes</i> sp.	1	0	0	0	1
				<i>Notaticus</i> sp.	0	0	23	0	23
			Elmidae	<i>Stenelmis</i> sp.	1	0	1	0	2
			Gyrinidae	<i>Gyretes scaphidiformis</i> (Regimbart, 1882)	41	0	0	0	41
			Hydrophilidae	<i>Derallus</i> sp.	0	0	4	0	4
				<i>Notionotus</i> sp.	0	0	2	0	2
				<i>Paracymus</i> sp.	14	0	8	0	22
			Noteridae	<i>Suphis cimicoides</i> (Aubé, 1836)	0	0	2	0	2
			Psephenidae	<i>Psephenops</i> sp.	1	0	0	0	1
			Scarabaeidae	<i>Scarabaeidae</i> sp.	1	0	0	0	1
		Diptera	Ceratopogonidae	<i>Ceratopogonidae</i> sp.	0	0	7	0	7
			Chaoboridae	<i>Chaoboridae</i> sp.	2	0	0	0	2
			Chironomidae	<i>Chironomus</i> sp.	96	0	61	0	157
				<i>Orthocladiinae</i> sp.	0	0	1	0	1
				<i>Pentaneura</i> sp.	5	0	0	0	5
				<i>Polypedilum</i> sp.	7	0	0	0	7
			Culicidae	<i>Anopheles</i> sp.	0	0	13	0	13
				<i>Toxorhynchites</i> sp.	0	0	54	0	54
			Empididae	<i>Empididae</i> sp.	0	0	9	0	9
			Simuliidae	<i>Simulium ignescens</i> (Roubaud, 1906)	1	0	0	0	1
			Stratiomyidae	<i>Stratiomyidae</i> sp.	1	0	0	0	1
			Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.	0	0	2	0	2
		Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis robacki</i> (Lugo-Ortiz y McCafferty, 19946)	4	0	6	0	10
			Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i> sp.	1	0	0	0	1
			Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i> sp.	3	0	0	0	3
				<i>Thraulodes</i> sp.	5	0	0	0	5
			Oligoneuriidae	<i>Spaniophlebia</i> sp.	0	0	1	0	1
		Hemiptera	Belostomatidae	<i>Abedus</i> sp.	1	0	0	0	1

			Gerridae	<i>Limnogonus ignotus</i> (Drake & Harris, 1934)	32	0	0	0	32
				<i>Trepobates trepidus</i> (Drake & Harris, 1928)	20	0	1	0	21
			Hydrometridae	<i>Hydrometra comata</i> (TorreBueno, 1926)	2	0	0	0	2
			Naucoridae	<i>Limnocoris</i> sp.	38	0	0	1	39
			Nepidae	<i>Ranatra</i> sp.	5	0	1	0	6
			Notonectidae	<i>Notonecta colombiana</i> (Hungerford, 1933)	0	0	4	0	4
			Pleidae	<i>Neoplea borellii</i> (Kirkaldy, 1899)	0	0	174	0	174
			Veliidae	<i>Rhagovelia</i> sp. 1	82	0	13	0	95
				<i>Rhagovelia</i> sp. 2	18	0	0	0	18
		Megaloptera	Corydalidae	<i>Corydalus flavicornis</i> (Stitz, 1914)	4	0	0	0	4
		Neuroptera	Ascalaphidae	<i>Haplogenius</i> sp.	1	0	0	0	1
				<i>Ululodes</i> sp. 1	1	0	1	0	2
				<i>Ululodes</i> sp. 2	0	0	1	0	1
				<i>Ululodes</i> sp. 3	0	0	1	0	1
			Chrysopidae	<i>Chrysopidae</i> sp.	3	1	0	0	4
			Myrmeleontidae	<i>Dejuna setosa</i> (Stange, 1970)	0	0	0	1	1
		Odonata	Aeshnidae	<i>Anax amazili</i> (Burmeister, 1839)	0	1	0	0	1
			Calopterygidae	<i>Hetaerina occisa</i> (Hagen, 1853)	17	41	0	0	58
			Coenagrionidae	<i>Acanthagrion williamsoni</i> (Leonard, 1977)	0	2	0	0	2
				<i>Argia cupraurea</i> (Calvert, 1902)	1	5	0	0	6
				<i>Argia oculata</i> (Hagen in Selys, 1865)	13	47	0	0	60
				<i>Argia pulla</i> (Hagen in Selys, 1865)	1	9	0	0	10
				<i>Argia</i> sp.	0	16	0	0	16
				<i>Ischnura capreolus</i> (Hagen, 1861)	0	0	0	6	6
				<i>Protoneura amatoria</i> (Calvert, 1907)	6	0	0	0	6
				<i>Mecistogaster ornata</i> (Rambur, 1842)	0	1	0	0	1
				<i>Telebasis salva</i> (Hagen, 1861)	0	0	2	5	7
			Gomphidae	<i>Agriogomphus</i> sp.	20	2	0	0	22
				<i>Erpetogomphus</i> sp.	52	2	0	0	54
			Lestidae	<i>Archilestes grandis</i> (Rambur, 1842)	0	0	0	1	1
				<i>Lestes forficula</i> (Rambur, 1842)	0	2	0	0	2
			Libellulidae	<i>Brechmorhoga pertinax</i> (Hagen, 1861)	0	1	0	0	1
				<i>Dythemis nigra</i> (Martin, 1897)	0	0	0	3	3
				<i>Dythemis</i> sp.	20	0	2	0	22
				<i>Erythemis attala</i> (Selys in Sagra, 1857)	0	0	1	1	2
				<i>Erythrodiplax castanea</i> (Burmeister, 1839)	0	2	0	0	2
				<i>Erythrodiplax</i> sp.	1	0	0	0	1
				<i>Erythrodiplax umbrata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	4	4
				<i>Macrothemis hemichlora</i> (Burmeister, 1839)	1	0	0	3	4
				<i>Micrathyria ocellata</i> (Martin, 1897)	0	0	0	3	3
				<i>Orthemis discolor</i> (Burmeister, 1839)	0	0	0	1	1
				<i>Pantala flavescens</i> (Fabricius, 1798)	0	0	0	1	1
				<i>Perithemis tenera</i> (Say, 1840)	0	0	0	3	3

				<i>Tramea abdominalis</i> (Rambur, 1842)	0	0	0	2	2
				<i>Uracis imbuta</i> (Burmeister, 1839)	0	0	0	1	1
		Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp.	2	0	0	0	2
		Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus magnus</i> (Banks, 1913)	132	0	5	0	137
			Helicopsychidae	<i>Helicopsyche vergelana</i> (Ross, 1956)	1	0	0	0	1
			Hydropsychidae	<i>Leptonema</i> sp.	0	0	17	0	17
				<i>Macronema</i> sp.	5	0	0	0	5
			Leptoceridae	<i>Nectopsyche gemma</i> (Müller, 1880)	0	0	1	0	1
			Odontoceridae	<i>Marilia</i> sp.	2	0	0	0	2
			Polycentropidae	<i>Polycentropus joergenseni</i> (Ulmer, 1909)	1	0	0	0	1
	Malacostraca	Decapoda	Pseudothelphusidae	<i>Hypolobocera bouvieri</i> (Rathbun, 1898)	11	0	0	0	11
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Lymnaeidae	<i>Galba truncatula</i> (O. F. Müller, 1774)	1	0	0	0	1
Total					690	132	883	36	1741

Tabla 4. Resultados de los modelos de regresión lineal múltiple realizados entre los parámetros de la diversidad taxonómica y funcional (datos transformados con Ln+1).

Notas. Los valores significativos ($p < 0,05$) aparecen en negrita.

Parámetros		Estimado	Error estándar	T	P	R ²
Abundancia Total	Intercepto	-23,52	47,78	-0,49	0,64	0,16
	Temperatura	0,33	11,85	0,03	0,98	
	Oxígeno disuelto	0,60	1,02	0,59	0,57	
	Sólidos Suspendidos Totales	7,54	6,07	1,24	0,25	
	Conductividad	-7,45	5,84	-1,27	0,24	
	pH	9,66	9,98	0,97	0,36	
	Caudal	-0,63	2,51	-0,25	0,81	
	Índice QBR	2,28	1,94	1,17	0,27	
Riqueza de Especies} (0D)	Intercepto	8,72	18,75	0,46	0,65	0,91
	Temperatura	-2,25	4,65	-0,48	0,64	
	Oxígeno disuelto	2,07	0,40	5,19	<0,001	
	Sólidos Suspendidos Totales	3,50	2,38	1,47	0,18	
	Conductividad	-3,20	2,29	-1,39	0,20	
	pH	-0,45	3,91	-0,11	0,91	
	Caudal	-4,95	0,98	-5,02	<0,001	
	Índice QBR	-0,27	0,76	-0,35	0,73	
Especies Abundantes (1D)	Intercepto	-1,70	21,13	-0,08	0,94	0,83
	Temperatura	0,75	5,24	0,14	0,89	
	Oxígeno disuelto	1,72	0,45	3,83	<0,01	
	Sólidos Suspendidos Totales	1,09	2,68	0,40	0,70	
	Conductividad	-0,93	2,58	-0,36	0,73	
	pH	-1,86	4,41	-0,42	0,68	
	Caudal	-4,56	1,11	-4,11	<0,01	
	Índice QBR	0,46	0,86	0,54	0,61	
Especies Dominantes (2D)	Intercepto	2,47	13,99	0,18	0,86	0,61
	Temperatura	2,22	3,47	0,64	0,54	
	Oxígeno disuelto	0,44	0,30	1,49	0,17	
	Sólidos Suspendidos Totales	-0,36	1,78	-0,20	0,84	
	Conductividad	0,39	1,71	0,23	0,83	

	pH	-3,52	2,92	-1,20	0,26	
	Caudal	-2,16	0,74	-2,94	0,02	
	Índice QBR	-0,61	0,57	-1,07	0,31	
Diversidad Funcional (FD)	Intercepto	2,61	8,77	0,30	0,77	0,70
	Temperatura	0,40	2,18	0,18	0,86	
	Oxígeno disuelto	0,42	0,19	2,25	0,05	
	Sólidos Suspendidos Totales	0,12	1,11	0,11	0,92	
	Conductividad	-0,06	1,07	-0,06	0,95	
	pH	-1,50	1,83	-0,82	0,44	
	Caudal	-1,51	0,46	-3,28	0,01	
	Índice QBR	-0,27	0,36	-0,76	0,47	
Uniformidad Funcional (Feve)	Intercepto	3,82	7,87	0,48	0,64	0,68
	Temperatura	0,13	1,95	0,07	0,95	
	Oxígeno disuelto	0,24	0,17	1,44	0,19	
	Sólidos Suspendidos Totales	-0,34	1,00	-0,34	0,74	
	Conductividad	0,37	0,96	0,38	0,71	
	pH	-1,26	1,64	-0,76	0,47	
	Caudal	-1,45	0,41	-3,5	<0,01	
	Índice QBR	-0,44	0,32	-1,38	0,21	
Riqueza Funcional (Fric)	Intercepto	67,02	62,11	1,08	0,31	0,83
	Temperatura	-22,62	15,41	-1,47	0,18	
	Oxígeno disuelto	3,65	1,32	2,76	0,02	
	Sólidos Suspendidos Totales	10,93	7,89	1,39	0,20	
	Conductividad	-1,00	7,60	-1,32	0,22	
	pH	6,45	12,97	0,50	0,63	
	Caudal	-11,04	3,26	-3,38	<0,01	
	Índice QBR	-1,86	2,52	-0,74	0,48	
Distancia Funcional (Fdis)	Intercepto	0,38	22,77	0,02	0,99	0,77
	Temperatura	3,40	5,65	0,60	0,56	
	Oxígeno disuelto	1,28	0,49	2,63	0,03	
	Sólidos Suspendidos Totales	-0,60	2,89	-0,21	0,84	
	Conductividad	0,65	2,79	0,23	0,82	
	pH	-4,72	4,75	-0,99	0,35	
	Caudal	-5,53	1,20	-4,62	<0,01	
	Índice QBR	-0,60	0,92	-0,65	0,54	