

**UNIVERSIDAD NACIONAL  
TORIBIO RODRÍGUEZ DE MENDOZA DE AMAZONAS**



**ESCUELA DE POSGRADO**

**TESIS PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE MAESTRO  
EN GESTIÓN PARA EL DESARROLLO SUSTENTABLE**

**APLICACIÓN Y COMPARACIÓN DE ÍNDICES  
BIOLÓGICOS DE MACROINVERTEBRADOS PARA  
DETERMINAR LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL AGUA EN  
LA MICROCUENCA DEL RÍO SAN LORENZO, REGIÓN  
AMAZONAS**

**Autor(a):** Bach. Bertin Alexander Odar Rojas

**Asesor:** M.Sc. Jesús Rascón Barrios

**Registro:**

**CHACHAPOYAS – PERÚ**

**2023**

# AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN DE LA TESIS EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UNTRM



## ANEXO 6

### AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN DE LA TESIS EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UNTRM

#### 1. Datos de autor 1

Apellidos y nombres (tener en cuenta las tildes):

ODAR ROSAS BERTIN ALEXANDER

DNI N°: 72767878

Correo electrónico: bertin.odar.epg@untrm.edu.pe

Nombre de la Maestría (X)/Doctorado ( ):

GESTIÓN PARA EL DESARROLLO SUSTENTABLE

Datos de autor 2

Apellidos y nombres (tener en cuenta las tildes):

DNI N°: \_\_\_\_\_

Correo electrónico: \_\_\_\_\_

Nombre de la Maestría ( )/Doctorado ( ):

#### 2. Título de la tesis para obtener el grado académico de Maestro (X) / Doctor ( )

APLICACIÓN Y COMPARACIÓN DE ÍNDICES BIOLÓGICOS DE MACROINVERTEBRADOS PARA DETERMINAR LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL AGUA EN LA MICROCUENCA DEL RÍO SAN LORENZO, REGIÓN AMAZONAS.

#### 3. Datos de Asesor

Apellidos y nombres: RASCÓN BARRIOS JESÚS

DNI, Pasaporte, C.E N°: 001483863

ORCID: 0000-0002-9305-7203

Datos de Co-Asesor

Apellidos y nombres: \_\_\_\_\_

DNI, Pasaporte, C.E N°: \_\_\_\_\_

ORCID: \_\_\_\_\_

#### 4. Campo del conocimiento según Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos-OCDE, por favor ingresar al siguiente link

[https://catalogos.concytec.gob.pe/vocabulario/ocde\\_ford.html](https://catalogos.concytec.gob.pe/vocabulario/ocde_ford.html)

1.05.00 - Ciencias de la Tierra, ciencias ambientales; 1.05.08 - Ciencias del medio ambiente

#### 5. Originalidad del Trabajo

Con la presentación de esta ficha, el autor o autores señalan expresamente que la obra es original, ya que sus contenidos son producto de su directa contribución intelectual. Se reconoce también que todos los datos y las referencias a materiales ya publicados están debidamente identificados con su respectivo crédito e incluidos en las notas bibliográficas y en las citas que se destacan como tal.





**UNTRM**

**REGLAMENTO GENERAL**  
PARA EL OTORGAMIENTO DEL GRADO ACADÉMICO DE  
BACHILLER, MAESTRO O DOCTOR Y DEL TÍTULO PROFESIONAL

6. Autorización de publicación

Los titulares de los derechos de autor otorgan a la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas (UNTRM), la autorización para la publicación del documento indicado en el punto 2, bajo la *Licencia creative commons* de tipo BY-NC: Licencia que permite distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir de su obra de forma no comercial por lo que la Universidad deberá publicar la obra poniéndola en acceso libre en el repositorio institucional de la UNTRM y a su vez en el Registro Nacional de Trabajos de Investigación-RENATI, dejando constancia que el archivo digital que se está entregando, contiene la versión final del documento sustentado y aprobado por el Jurado Evaluador.

En caso de que el trabajo haya terminado en la obtención de patente, los titulares autorizan la publicación solamente del resumen o abstract de la patente, por un periodo de \_\_\_\_\_, al término de dicho periodo, se autoriza la publicación total del trabajo.

Chachapoyas, 28 de DICIEMBRE de 2023



AUTOR 1

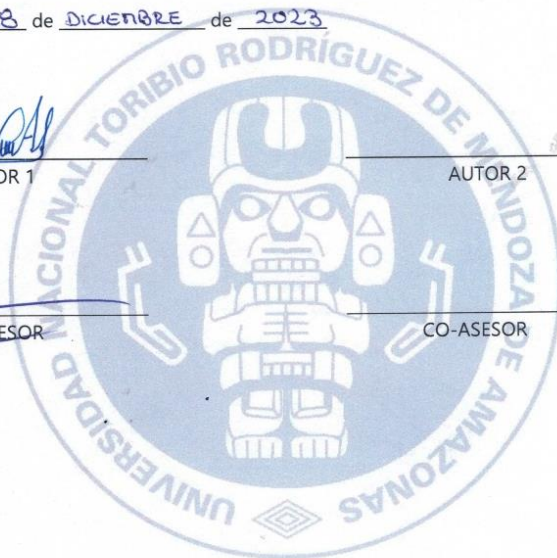
AUTOR 2





ASESOR

CO-ASESOR



## **DEDICATORIA**

*A Dios, a mi madre, que me apoya desde el cielo. A mi padre, Manuel Odar y a mi hermana, Cintya Odar, por su apoyo incondicional.*

*A mi compañera de vida, Kely Jalca, por sus valiosos consejos y por apoyarme en el proceso.*

## **AGRADECIMIENTO**

*A mi asesor, Jesús Rascón Barrios, por su paciencia, comprensión y acompañamiento en la elaboración de la presente investigación.*

*Al Instituto de Investigación para el Desarrollo Sustentable de Ceja de Selva (INDESCES), por apoyarme con las instalaciones y el apoyo logístico a través del Laboratorio de Investigación de Suelos y Aguas (LABISAG).*

*A mis familiares y amigos, por su ayuda en los muestreos y traslado de muestras de campo a laboratorio en ambas épocas.*

**AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRÍGUEZ DE  
MENDOZA DE AMAZONAS**

Ph. D. JORGE LUIS MAICELO QUINTANA  
**Rector**

Dr. OSCAR ANDRÉS GAMARRA TORRES  
**Vicerrector Académico**

Dra. MARÍA NELLY LUJÁN ESPINOZA  
**Vicerrectora de Investigación**

Dr. EFRAIN MANUELITO CASTRO ALAYO  
**Director de la Escuela de Posgrado**

**JURADO EVALUADOR DE LA TESIS**



Ph. D. DANILO EDSON BUSTAMANTE MOSTAJO

**Presidente**



Dr. JULIO MARIANO CHAVEZ MILLA

**Secretario**



Dr. SEGUNDO MANUEL OLIVA CRUZ

**Vocal**

# CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS



UNTRM

Reglamento del Proceso de Graduación en la  
Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional  
Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas

## ANEXO 3

### CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD

Los suscritos, miembros del Jurado Evaluador del Proyecto de Tesis ( )/Tesis (X) Tesis en Formato de Artículo Científico ( ) titulado:

Aplicación y comparación de índices biológicos de macroinvertebrados para determinar la calidad ecológica del agua en la microcuenca del río San Lorenzo, región Amazonas.  
presentado por el Aspirante Bertha Alexander Ochoa Rojas  
para obtener el Grado Académico de Maestro (X)/Doctor ( ) en Gestión para el desarrollo sustentable.

de la Escuela de Posgrado de la UNTRM, hacemos constar que después de revisar la originalidad del Proyecto de Tesis ( )/Tesis (X)/Tesis en formato de artículo científico ( ) con el software de prevención de plagio **Turnitin**, verificamos:

- De acuerdo con el informe de originalidad (adjunto), el Proyecto de Tesis ( )/Tesis (X)/ Tesis en formato de artículo científico ( ) tiene 24 % de similitud, que es menor al 25% permitido en la UNTRM.
- La persona responsable de someter el trabajo al software de prevención de plagio

**Turnitin** fue: Donilo Edson Bustamante Mostajo y pertenece al área ( )/ oficina ( )/ dependencia (X) de Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental



Chachapoyas, 12 de diciembre del 2023

[Signature]  
SECRETARIO

[Signature]  
PRESIDENTE

[Signature]  
VOCAL

OBSERVACIONES:

.....  
.....



# ACTA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS



UNTRM

Reglamento del Proceso de Graduación en la  
Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional  
Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas

## ANEXO 5

### ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

En el lugar AUDITORIO EPG de la ciudad de Chachapoyas, el día 15 de DICIEMBRE del año 2023, siendo las 3:00 horas, el Aspirante BERTIN ALEXANDER ODAR ROSAS, defiende en sesión pública presencial la Tesis titulada: APLICACIÓN Y COMPARACIÓN DE INDICES BIOLÓGICOS DE MACROINVERTEBRADOS PARA DETERMINAR LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL AGUA EN LA MICROCUENCA DEL RÍO SAN LORENZO, REGIÓN AMAZONAS. para obtener el Grado Académico de Maestro (X)/Doctor ( ) en GESTIÓN PARA EL DESARROLLO SUSTENTABLE a ser otorgado por la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas; ante el Jurado Evaluador, conformado por:

Presidente: PH.D. DANILO EDSON BUSTAMONTE NOSTAJO  
Secretario: M.Sc. JULIO MARIANO CHAVEZ MILLA  
Vocal: DR. SEGUNDO MANUEL OLIVA CRUZ

Procedió el aspirante a hacer la exposición de la Introducción, Material y método, Resultados, Discusión y Conclusiones, haciendo especial mención de sus aportaciones originales. Terminada la defensa de la Tesis, los miembros del Jurado Evaluador pasaron a exponer su opinión sobre la misma, formulando cuantas cuestiones y objeciones consideraron oportunas, las cuales fueron contestadas por el aspirante.

Tras la intervención de los miembros del Jurado Evaluador y las oportunas respuestas del aspirante, el Presidente abre un turno de intervenciones para los presentes en el acto de sustentación, para que formulen las cuestiones u objeciones que consideren pertinentes.

Seguidamente, a puerta cerrada, el Jurado Evaluador determinó la calificación global concedida a la sustentación de la Tesis, en términos de:

Aprobada (X)/Desaprobada ( ) por Unanimidad (X)/Mayoría ( ).

Otorgada la calificación, el Secretario del Jurado Evaluador lee la presente Acta en esta misma sesión pública. A continuación se levanta la sesión.

Siendo las 4:00 horas del mismo día y fecha, el Jurado Evaluador concluye el acto de sustentación de la Tesis.

  
SECRETARIO

  
VOCAL

  
PRESIDENTE

OBSERVACIONES:

.....  
.....



## ÍNDICE O CONTENIDO GENERAL

AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN DE LA TESIS EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UNTRM.....	ii
DEDICATORIA.....	iv
AGRADECIMIENTO.....	v
AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRÍGUEZ DE MENDOZA DE AMAZONAS.....	vi
JURADO EVALUADOR DE LA TESIS.....	vii
CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS.....	viii
ACTA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS.....	ix
ÍNDICE O CONTENIDO GENERAL .....	x
ÍNDICE DE TABLAS .....	xii
ÍNDICE DE FIGURAS .....	xiii
RESUMEN .....	xiv
ABSTRACT.....	xv
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MATERIALES Y MÉTODOS.....	4
2.1. Área de estudio .....	4
2.2. Selección de las estaciones de muestreo .....	6
2.3. Muestreo y preparación de muestras .....	6
2.4. Determinación de los parámetros fisicoquímicos.....	6
2.5. Identificación taxonómica de los macroinvertebrados bentónicos.....	7
2.6. Determinación de índices de diversidad.....	7
2.7. Determinación de la calidad ecológica del agua mediante los índices biológicos de macroinvertebrados .....	8
2.8. Análisis de datos .....	9
III. RESULTADOS.....	12
3.1. Caracterización de los parámetros fisicoquímicos.....	12
3.2. Determinación de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos de la microcuenca del río San Lorenzo .....	14
3.3. Relación entre los parámetros fisicoquímicos, los macroinvertebrados y las estaciones de muestreo .....	22

<b>3.4. Caracterización de la calidad del agua mediante los índices biológicos</b> .....	27
<b>3.5. Determinación del índice biológico más adecuado para explicar la calidad ecológica del agua en la cuenca del río San Lorenzo</b> .....	28
<b>IV. DISCUSIÓN</b> .....	29
<b>V. CONCLUSIONES</b> .....	35
<b>VI. RECOMENDACIONES</b> .....	36
<b>VII.REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	37
<b>ANEXOS</b> .....	49
<b>Anexo 1.</b> Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos en las distintas épocas y las diferentes estaciones de muestreo.....	49
<b>Anexo 2.</b> Familias de macroinvertebrados más representativos encontrados en la cuenca del río San Lorenzo .....	50
<b>Anexo 3.</b> Estaciones y muestreo de macroinvertebrados en las épocas húmeda y seca en la cuenca del río San Lorenzo .....	52

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Variables fisicoquímicas evaluadas en la cuenca del río San Lorenzo.....	13
<b>Tabla 2.</b> Parámetros comunitarios de macroinvertebrados bentónicos para la época húmeda .....	17
<b>Tabla 3.</b> Parámetros comunitarios de macroinvertebrados para la época seca .....	19
<b>Tabla 4.</b> Resultados de regresión múltiple lineal para cada índice biológico .....	28

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Estaciones de muestreo, referencia, centros poblados y límites de la cuenca del río San Lorenzo.....	5
<b>Figura 2.</b> Gráficos de parámetros fisicoquímicos evaluados para las épocas húmeda y seca en el río San Lorenzo. ....	12
<b>Figura 3.</b> Gráficos de parámetros fisicoquímicos evaluados en las cuencas alta, media y baja del río San Lorenzo .....	14
<b>Figura 4.</b> Riqueza de familias por cada orden de macroinvertebrados presentes en la microcuenca del río San Lorenzo .....	15
<b>Figura 5.</b> Densidad total de las familias más representativas encontradas en la cuenca del Río San Lorenzo .....	16
<b>Figura 6.</b> Densidad total de las 20 familias con mayor densidad en la época húmeda.....	18
<b>Figura 7.</b> Densidad total de las 20 familias con mayor densidad en la época seca .....	19
<b>Figura 8.</b> Gráficos de índices de diversidad de Shannon Wiener, equidad de Pielou y dominancia de Berger Parker para las épocas húmeda y seca.....	20
<b>Figura 9.</b> Gráficos a nivel de cuencas de los índices de diversidad de Shannon, equidad de Pielou y dominancia de Berger Parker .....	21
<b>Figura 10.</b> Dendrograma de agrupación de las estaciones de muestreo en la época húmeda .....	21
<b>Figura 11.</b> Dendrograma de agrupación de las estaciones de muestreo en la época seca.....	22
<b>Figura 12.</b> Análisis de correspondencia canónica entre las variables ambientales y la abundancia de taxones en la época húmeda.....	24
<b>Figura 13.</b> Análisis de correspondencia canónica entre las variables ambientales y la abundancia de taxones en la época seca. ....	26
<b>Figura 14.</b> Gráficos de los índices biológicos evaluados en el río San Lorenzo para las épocas húmeda y seca .....	27
<b>Figura 15.</b> Gráficos de los índices biológicos evaluados en el río San Lorenzo para las cuencas alta, media y baja.....	28

## RESUMEN

Este estudio realizó la aplicación y comparación de índices biológicos para la evaluación de la calidad ecológica del agua en la cuenca del río San Lorenzo usando macroinvertebrados acuáticos. Se realizó salidas durante dos épocas, húmeda en noviembre del 2021 y seca en julio del 2022. Se establecieron 17 puntos de muestreo a lo largo del río San Lorenzo en las partes alta, media y baja del gradiente longitudinal y 3 estaciones de referencia. Se contabilizaron 563 individuos en la época húmeda, para el río San Lorenzo se distribuyeron en 3 clases, 10 ordenes y 27 familias. En la época seca, se contabilizaron 1,328 individuos, categorizados en 4 clases, 11 ordenes y 35 familias. De igual manera, se determinaron los parámetros fisicoquímicos pH, turbidez, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y temperatura, que fueron usados para resaltar la influencia en la diversidad y distribución de macroinvertebrados, resultando ser la conductividad eléctrica, temperatura y turbidez, los más importantes en la cuenca en ambas épocas. Los índices Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col), Índice Biótico Andino (ABI) y Ephemeroptera – Trichoptera – Plecoptera (EPT) demostraron que, en la época seca, la calidad del agua fue significativamente mejor. Finalmente, la validación del desempeño mediante la regresión múltiple lineal para los índices biológicos en el río San Lorenzo, fue superior en el índice Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera ( $R^2$  ajustado=0.748), seguido del índice ABI ( $R^2$  ajustado=0.557) y BMWP/Col ( $R^2$  ajustado=0.501).

**Palabras clave:** Calidad, agua, macroinvertebrados acuáticos, parámetros fisicoquímicos, índices biológicos.

## ABSTRACT

This study carried out the application and comparison of biological indices for the evaluation of ecological water quality in the San Lorenzo River basin using aquatic macroinvertebrates. Outings were carried out during two seasons, the wet season in November 2021 and the dry season in July 2022. 17 sampling points were established along the San Lorenzo River in the upper, middle and lower parts of the longitudinal gradient and 3 reference stations. 563 individuals were counted in the wet season, for the San Lorenzo River they were distributed in 3 classes, 10 orders and 27 families. In the dry season, 1,328 individuals were counted, categorized into 4 classes, 11 orders and 35 families. Likewise, the physicochemical parameters pH, turbidity, dissolved oxygen, electrical conductivity and temperature were determined, which were used to highlight the influence on the diversity and distribution of macroinvertebrates, resulting in electrical conductivity, temperature and turbidity, the most important in the basin in both periods. The Biological Monitoring Working Party (BMWP/Col), Andean Biotic Index (ABI) and Ephemeroptera – Trichoptera – Plecoptera (EPT) indices showed that, in the dry season, water quality was significantly better. Finally, the validation of performance through linear multiple regression for the biological indices in the San Lorenzo River was superior in the Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera index (adjusted  $R^2=0.748$ ), followed by the ABI index (adjusted  $R^2=0.557$ ) and BMWP /Col (adjusted  $R^2=0.501$ ).

**Keywords:** Quality, water, aquatic macroinvertebrates, physicochemical parameters, biological indices.

## I. INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es un problema latente originado por las actividades antrópicas, el aumento poblacional y la urbanización (Cusiche y Miranda, 2020, Kemerich *et al.*, 2020.). Estos procesos están degradando las principales cuencas hidrográficas en todo el mundo (Rogeliz *et al.*, 2022) y colocando en peligro las formas de vida por la liberación de diversos compuestos orgánicos (Schulze *et al.*, 2019). Los tipos de contaminación asociadas están relacionados con la descarga de agua residuales domésticas y agropecuarias (Gómez *et al.*, 2017). La alteración de la calidad del agua evidencia la necesidad de establecer metodologías científicas y rápidas para su evaluación (Walker y Fitzsimmons, 2019).

En la actualidad, se han establecido diversos sistemas de monitoreo para la detección de contaminantes ambientales en cuerpos acuáticos (Nurani *et al.*, 2018), la mayoría de ellas, de carácter complejo y focalizadas principalmente en los análisis de los componentes químicos y análisis toxicológicos (Jesus *et al.*, 2016). La detección de contaminantes ha ayudado en la investigación y establecimiento de metodologías nuevas para su protección y tratamiento (Wang *et al.*, 2019). Sin embargo, a pesar de existir una gran variedad de métodos, la calibración entre todos los programas y el esfuerzo para diseñar pruebas es desafiante (Carter *et al.*, 2017), ya que éstas no predicen los efectos de los contaminantes en la diversidad biológica y no proporcionan una evaluación realista del riesgo ecotoxicológico (Vivien *et al.*, 2018).

En este sentido, actualmente se está utilizando la biodiversidad como un indicador biológico del estado de los ecosistemas (Ovaskainen *et al.*, 2019). Las comunidades biológicas constituyen una parte esencial de los cuerpos acuáticos y son abundantes en diversos ecosistemas de agua dulce en el mundo (Kim *et al.*, 2018). La integración de bioindicadores en estudios ecológicos se basa en el principio, de que las especies reflejan las condiciones del ambiente donde se encuentran (Santos *et al.*, 2021) debido a su alta sensibilidad y tolerancia intrínsecas (Barba *et al.*, 2013). La determinación de estas especies es efectiva en los estudios relacionados con la restauración de los ecosistemas y la gestión medioambiental (Siddig *et al.*, 2016). Sin embargo, a pesar de sus ventajas, constituyen una forma de evaluación adicional a las metodologías químicas y bacteriológicas tradicionales,



ya que, estas no determinan los tipos de contaminantes presentes y son poco efectivos en alteraciones por componentes químicos (Beita y Barahona, 2011, Roldan, 2020).

Las comunidades de macroinvertebrados son ampliamente utilizados en la determinación de la contaminación (Hernán *et al.*, 2020), debido a que desempeñan un papel vital en la ecología de los sistemas acuáticos: son abundantes, reflejan la calidad del entorno fluvial (Roldán, 2020) y son sensibles a los cambios de temperatura, oxígeno, turbidez y nutrientes en agua (Zhang *et al.*, 2021). Adicionalmente, presentan ciclos de vida relativamente cortos (semanas y/o meses) de modo que los cambios en la estructura poblacional, refleja cambios en su entorno (Kim *et al.*, 2019). Estos organismos son idóneos para la valoración de la calidad ecológica del agua, al presentar poca movilidad y determinar la contaminación orgánica utilizando las pruebas de presencia-ausencia (Glazier, 2014).

La evaluación precisa del estado ecológico de los ríos con macroinvertebrados ha llevado a desarrollar diversos índices biológicos (Cox *et al.*, 2019). Los índices son métodos simples y rápidos que incluyen la tolerancia a la contaminación como una medida de valoración (Roldan, 2020), y dan información cualitativa y cuantitativa sobre la diversidad de especies y sobre la sensibilidad de las familias respectivamente (Alvial *et al.*, 2012). Estos índices proporcionan un sistema de bioevaluación estableciendo correlaciones entre la abundancia y la fauna acuática presente en el agua (Kumari y Maiti, 2020), estableciendo valores de evaluación para cada familia de macroinvertebrados identificada (Leaño y Pérez, 2020).

Actualmente, se han establecido diversos índices empleando los macroinvertebrados bentónicos. Dentro de los más importantes se encuentran el Índice Biological Monitoring Working Party Colombia (BMWP/Col) (Roldán, 2003), Índice Biótico Familiar (IBF) (Hilsenhoff, 1988), Índice Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera (EPT) (Carrera y Fierro, 2001) e Índice Biótico Andino (ABI) (Acosta *et al.*, 2009). Estos índices proporcionan respuestas cuantificables en patrones espacio-temporales en los sistemas evaluados (Custodio *et al.*, 2018) y han servido de fuente principal para la elaboración de índices totalmente nuevos (Kim *et al.*, 2019), de tal forma que, con el paso del tiempo, han ido variando desde índices multimétricos simples hasta multivariados más complejos (Dominguez y Fernandez, 2009). Su amplio uso ha ayudado también en el estudio de la

abundancia y jerarquización de la diversidad de macroinvertebrados en fuentes acuáticas (Maicelo *et al.*, 2014).

Sin embargo, a pesar del uso extendido de los índices de macroinvertebrados, aún no se han realizado estudios de comparación y desempeño de estos índices para la validación de su rendimiento (Cox *et al.*, 2019). Este tipo de aplicaciones son necesarias, debido a que ayudan a identificar la herramienta de evaluación más apropiada para la salud del sistema fluvial (You *et al.*, 2021), considerando la realidad ecológica y proporcionando información más precisa del estado de las microcuencas en base a las diferencias locales de biodiversidad (Fierro *et al.*, 2018). Del mismo modo, proporcionan información sobre los factores a considerar en la elección del índice más confiable en los programas de monitoreo ambiental (Gudiño *et al.*, 2022). Así mismo, es necesario el establecimiento de nuevos índices o la modificación de los ya existentes para adaptarse a una zona específica (Pascual *et al.*, 2019).

La cuenca del río San Lorenzo, por su ubicación geográfica, juega un rol importante como fuente de agua, representando uno de los mayores recursos naturales de las poblaciones ribereñas y especies de flora y fauna cercanas. De igual forma contribuye en las interacciones socioecológicas y es una cadena limítrofe a nivel geográfico. Adicionalmente, en el año 2021, mediante la Resolución Ministerial N° 194-2021-MINAM, el estado peruano reconoció el área de conservación privada San Lorenzo, un ecosistema de pajonal húmedo y de la cual fluyen las aguas del río del mismo nombre. Por lo que, estudiar la calidad del agua en la cuenca ayuda a determinar la dinámica bioespacial por los impactos asociados. Además de contribuir en la conservación, la continuidad de los procesos ecológicos y los servicios ecosistémicos.

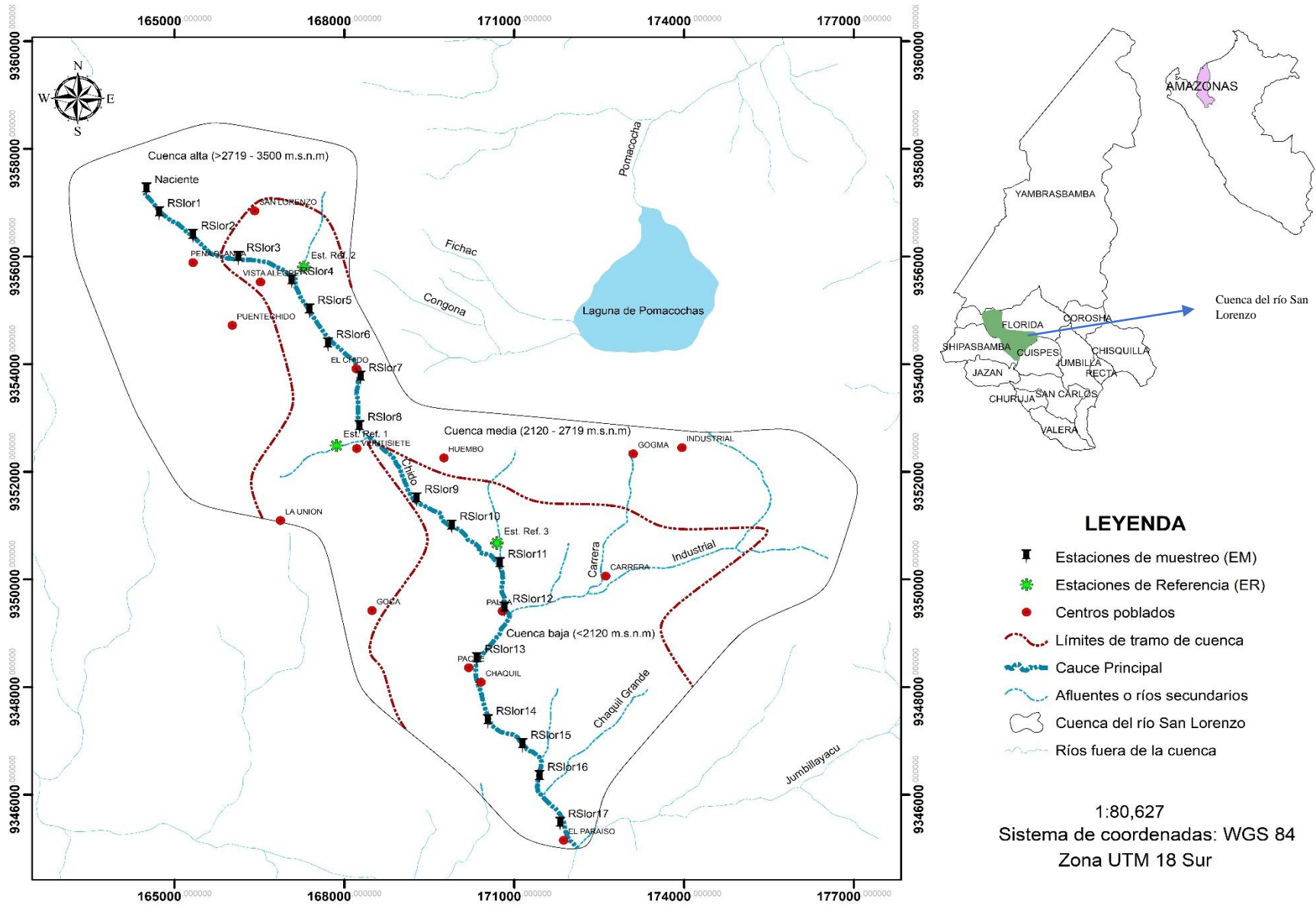
Por lo tanto, los objetivos del presente estudio fueron: a) caracterizar los parámetros fisicoquímicos del agua a lo largo del cauce principal del río San Lorenzo; b) determinar la diversidad de macroinvertebrados acuáticos, mediante índices de diversidad alfa y análisis de diversidad beta; c) evaluar la calidad ecológica del agua en la cuenca del río San Lorenzo con los índices biológicos BMWP/Col, ABI y EPT y finalmente; d) determinar el índice biológico más adecuado para explicar la calidad ecológica del agua en la cuenca del río San Lorenzo.

## **II. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.1. Área de estudio**

La cuenca del Río San Lorenzo atraviesa los distritos de Florida, Cuispes, Shipasbamba y Jazán, en la provincia de Bongará, Departamento Amazonas, en el norte del Perú. Cuenta con una extensión de 81.03 km<sup>2</sup> y un cauce principal de 16.46 km de longitud (Figura 1). Pertenece a la región hidrográfica del Amazonas. Los ríos Chaquil Grande, Carrera, Industrial y La Herradura son sus principales afluentes, también cuenta con 3 quebradas menores que no tienen nombres específicos. Nace en la parte alta de la localidad de San Lorenzo a 2,970 m.s.n.m y desemboca en el Río Jumbillayacu a 1,394 m.s.n.m. Las principales actividades son la ganadería y la agricultura y cuenta con poblaciones urbanas y rurales a lo largo de la cuenca media y baja.

Tiene una temperatura anual promedio de 15.05 °C, con una precipitación de 1,935.90 mm. (Rascón et al., 2021a). Como en otras regiones andinas, se presentan dos periodos estacionales establecidos por el régimen de lluvias (Rascón *et al.*, 2021b). La época húmeda abarca de noviembre a abril, con precipitaciones máximas de enero a marzo, mientras que la época seca abarca de mayo a octubre, con precipitaciones mínimas de junio a agosto (Rascón *et al.*, 2020, Rascón *et al.*, 2021a).



**Figura 1.** Estaciones de muestreo, referencia, centros poblados y límites de la cuenca del río San Lorenzo

## **2.2. Selección de las estaciones de muestreo**

Para la delimitación de la cuenca hidrográfica se usó la metodología establecida por Karmaker *et al.*, (2022) usando modelos de elevación Digital (DEM) y dividiendo la cuenca en base a la altitud, de forma jerárquica en: alta, media y baja. Se establecieron 20 estaciones de muestreo (Figura 1), adaptando las metodologías usadas por Acosta *et al.*, (2009) y Prat *et al.*, (2012) y de las cuales, 17 fueron principales y 3 de referencia, en el caso de estos últimos, los afluentes de la cuenca principal se incluyeron para establecer a mayor detalle la red de estudio, principalmente por las condiciones de contaminación.

## **2.3. Muestreo y preparación de muestras**

La recolección de muestras se realizó en dos épocas, en noviembre del 2021 (época húmeda) y en julio del 2022 (época seca). Las muestras de agua para determinar los parámetros fisicoquímicos, se recolectaron en ambas épocas siguiendo el procedimiento establecido por la Autoridad Nacional de Agua (ANA, 2016). Las muestras de macroinvertebrados se recolectaron en cada uno de los microhábitats presentes (arena, gravilla, hojarasca, etc.). La recolección se realizó a lo largo de una extensión de 25 a 50 m en cada estación (Villamarin *et al.*, 2013). Primero se realizó un muestreo cuantitativo en las estaciones del cauce principal, mediante el uso de una red tipo Surber, con una superficie de muestreo de 0,30m x 0.30m y con un tamaño de poro de 250  $\mu\text{m}$ . Posteriormente se llevó a cabo un muestreo cualitativo en las estaciones de referencia, mediante el uso de la red tipo “D” con un tamaño de poro de 250  $\mu\text{m}$  (Corroto, 2017). En ambos casos, se sumergió la red en el río por 2 minutos y se removió el sedimento con los pies y las manos para su recolección. Las muestras se colocaron en envases con alcohol etílico al 70%, luego se etiquetó estos envases y se trasladaron al Laboratorio de Investigación de Suelos y Aguas (LABISAG) de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza, en donde se realizó la identificación de los macroinvertebrados.

## **2.4. Determinación de los parámetros fisicoquímicos**

Se realizó el análisis de la temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxígeno disuelto (mg/l), turbidez (NTU), conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y pH, mediante un equipo multiparámetro (marca WTW modelo MULTI 3620 IDS). La temperatura fue el único parámetro analizado *in situ*, el resto se analizaron en el Laboratorio de Investigación de Suelos y Aguas (LABISAG) de la

Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza siguiendo la metodología establecida por APHA *et al.* (2017).

## 2.5. Identificación taxonómica de los macroinvertebrados bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos se identificaron a nivel de familia utilizando un estereoscopio CARL ZEISS stemi DV4, con la ayuda de las claves taxonómicas de Dominguez y Fernandez (2009). Al mismo tiempo, se realizó un conteo de individuos por cada familia recolectada. Una vez identificados, se depositaron en el museo de macroinvertebrados del LABISAG.

## 2.6. Determinación de índices de diversidad

La diversidad presente en la comunidad de macroinvertebrados, se calculó utilizando índices alfa (García *et al.*, 2016). En concreto se usó el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), la equidad de Pielou ( $J'$ ) y la dominancia de Berger-Parker ( $d$ )

- **Índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ):** Este índice mide la diversidad de especies en una zona determinada, en el caso de nuestro estudio, en las estaciones de muestreo. Adquiere el valor de cero, cuando hay una sola familia presente y alcanza su valor máximo cuando hay más de una familia y todas las familias están representadas por el mismo número de individuos (Gofen, 2018). Denotado como  $H'$ , se calcula de la siguiente manera:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

**$H'$ :** Índice de Shannon-Wiener

**$S$ :** Número de familias (riqueza de familias)

**$p_i$ :** Individuos de la familia  $i$  con respecto al total de individuos (la abundancia relativa de la familia  $i$ ):  $n_i / N$

**$n_i$ :** número de individuos de la familia  $i$

**$N$ :** número de todos los individuos de todas las familias

- **Índice de equidad de Pielou (J')**: Este índice mide la proporción entre la diversidad observada ( $H'$ ) y la máxima diversidad esperada ( $H'_{\text{máx}}$ ) y tiene relación con el índice de Shannon Wiener. Su valor va de 0 a 1, en la que 1 es la situación en que todas las familias tienen el mismo número de individuos y 0 cuando hay una especie completamente dominante. (Gonzales *et al.*, 2017). Se calcula de la siguiente manera:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\text{máx}}}$$

$H'$ : Índice de Shannon-Wiener

$H'_{\text{máx}}$ :  $\ln S$

$S$ : Número de familias

- **Índice de Berger-Parker (d)**: Es un índice que considera la dominancia de la familia más abundante y asume valores entre 0 y 1, en ese sentido, el valor se aproxima al límite máximo cuando hay mayor dominancia y, por lo tanto, menor diversidad (Vargas *et al.*, 2019). Su fórmula es la siguiente:

$$d = \frac{N_{\text{max}}}{N}$$

$d$ : Índice de Berger-Parker

$N_{\text{max}}$ : Número de individuos de la familia más abundante

$N$ : número total de individuos de todas las familias

## 2.7. Determinación de la calidad ecológica del agua mediante los índices biológicos de macroinvertebrados

La calidad ecológica se determinó usando tres índices biológicos distintos, dos cualitativos y uno cuantitativo:

### ***Biological Monitoring Working Party Colombia (BMWP/Col)***

El índice BMWP/Col es una metodología para evaluar la calidad del agua mediante macroinvertebrados y usando datos cualitativos (presencia-ausencia). Esta metodología asigna un valor de 1 a 10 a cada familia, que varía de acuerdo a la tolerancia a la contaminación orgánica, con las familias más tolerantes designadas con un puntaje de 1 y las más sensibles con una puntuación de 10, asignando el valor una vez por familia y sin tener en cuenta la cantidad de individuos encontrados. Para la determinación del índice BMWP/Col se siguió la metodología establecida por Roldán (2003).

### ***Índice biótico andino (ABI)***

El ABI es un índice biológico utilizado para evaluar la integridad y la calidad ecológica del agua en ecosistemas acuáticos andinos, mediante la información taxonómica de los macroinvertebrados hasta el nivel de familia. Del mismo modo que el índice BMWP/Col, tiene una escala de 1 a 10, así, si una familia es más tolerante a la contaminación, se le asigna un valor de 1, y si es más sensible, un valor de 10. La suma de los valores de todas las familias encontradas determina el valor total del ABI, el cual es un indicador de la calidad de agua de dicha zona. Para el cálculo del índice se siguió la metodología propuesta por Acosta *et al.*, (2009).

### ***Índice Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera (EPT)***

Para el cálculo del índice EPT se usó la metodología propuesta por Carrera y Fierro (2001). Esta metodología solo usa tres órdenes de macroinvertebrados bentónicos, que son excelentes indicadores de la calidad de agua y a la vez muy sensibles a los contaminantes. Estos ordenes son, Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera. El índice EPT se calcula dividiendo la abundancia de los órdenes EPT, por la abundancia total de macroinvertebrados recolectados (Alba y Sánchez, 1988).

## **2.8. Análisis de datos**

Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo utilizando el software R (Versión 4.3.0). Se aplicaron pruebas de normalidad a los datos para determinar las pruebas estadísticas a usar en cada caso.



Se realizó una estadística descriptiva con datos de los parámetros fisicoquímicos elaborando gráficos boxplot, usando la librería de R “ggplot”, con el propósito de determinar el comportamiento temporal y espacial de dichos parámetros. Al mismo tiempo, se determinaron las diferencias entre épocas para cada uno de los parámetros fisicoquímicos aplicando la prueba de U de Mann-Whitney, menos para el pH que se aplicó la prueba de t de student, al ser el único parámetro que presento una distribución normal en ambas épocas. Posteriormente, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis y el test de Conover como prueba post hoc para ver las diferencias entre las divisiones de la cuenca (Heumann y Schomaker, 2016). En cuanto a los índices alfa, se aplicó la prueba de t de student para determinar diferencias entre épocas y ANOVA de una vía para determinar diferencias entre las divisiones de la cuenca (Heumann y Schomaker, 2016). Posteriormente, para conocer mejor la diversidad tipo beta en cada época y entender la variabilidad en la cuenca del río San Lorenzo, se realizó un análisis clúster para agrupar las estaciones de muestreo. Para ello, primero se realizó una transformación de la data de abundancia de familias por estación usando las distancias de Hellinger como método de estandarización, usando la librería de R “vegan” (Borcard *et al.*, 2018). Posteriormente se elaboró una matriz de disimilitud de Bray-Curtis, la cual se usó para elaborar un dendrograma de agrupación jerárquica por época, empleando el método de agrupamiento “average” (UPGMA), usando las librerías de R “clustering” y “vegan”. Luego, para conocer cómo se relacionaron los parámetros fisicoquímicos y biológicos en cada estación por época, se aplicó análisis de correspondencias canónica (ACC), usando la librería de R “vegan”. (Jongman *et al.*, 2007, Wolfgang y Léopold, 2015, Borcard *et al.*, 2018).

En cuanto a los índices biológicos BMWP/Col, ABI y EPT, se realizó la prueba de U de Mann-Whitney para el primero y la prueba de t de student para los otros dos índices, con el propósito de determinar las diferencias significativas entre épocas. A continuación, se aplicó la prueba de Kruskal Wallis para establecer si había diferencias espaciales (Heumann y Schomaker, 2016).

Finalmente, para determinar el índice biológico más adecuado para evaluar las condiciones y la calidad ecológica del agua en la microcuenca del río San Lorenzo se aplicó una regresión múltiple lineal por cada índice. Donde la variable dependiente correspondió a

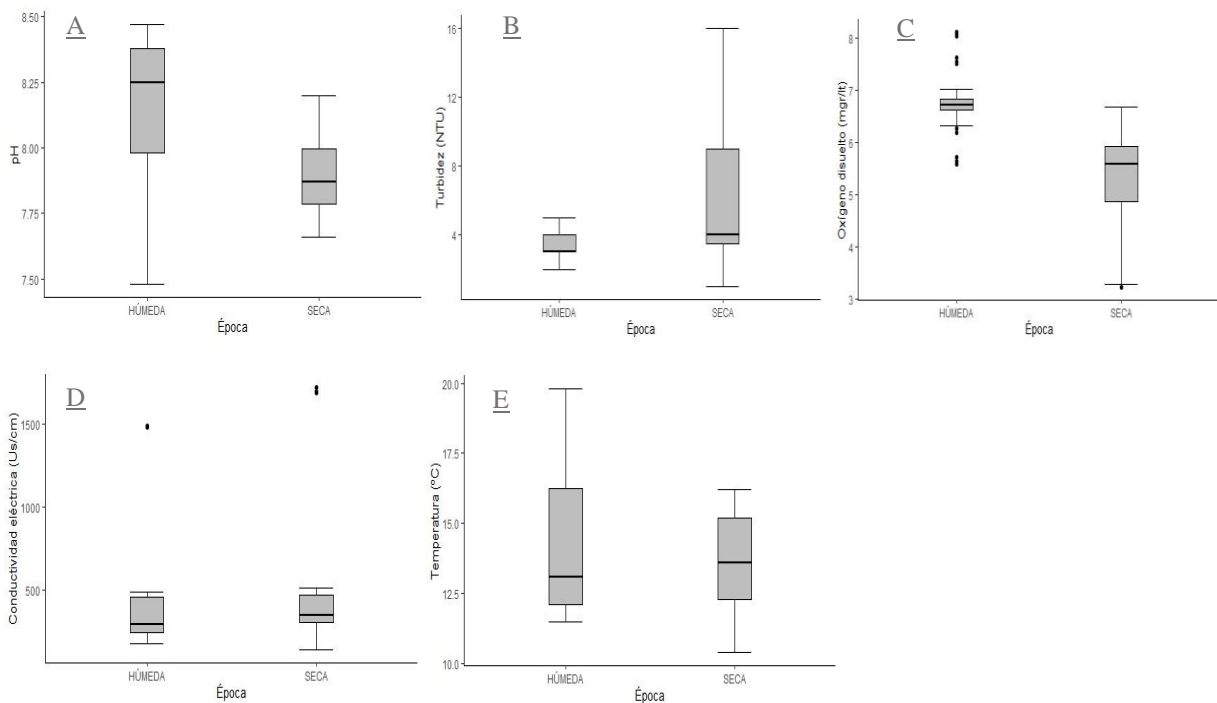
cada uno de los índices y las variables independientes a las densidades de las familias utilizadas para el cálculo de los índices. (Quinn y Keough, 2002, Heumann y Schomaker, 2016). Todos los análisis estadísticos se realizaron a un nivel de significancia de  $P < 0.05$  con el software R v4.3.0. (R Core Team, 2022).

### III. RESULTADOS

#### 3.1. Caracterización de los parámetros fisicoquímicos

Los parámetros fisicoquímicos en las épocas húmeda y seca mostraron diferencias significativas para el pH ( $t=4.36$ ,  $p=0.00$ ), turbidez ( $w=60$ ,  $p=0.00$ ) y oxígeno disuelto ( $w=24$ ,  $p=0.00$ ); mientras que los parámetros de conductividad eléctrica ( $w=10$ ,  $p=0.15$ ) y temperatura ( $w=14$ ,  $p=0.20$ ) no presentaron diferencias significativas.

Para el oxígeno disuelto, en la época húmeda, se pudo determinar que las estaciones RSlor1, RSlor2, RSlor10 y RSlor11 presentaron valores atípicos, mientras que, en la época seca, esto se presentó en la estación RSlor6. Para la conductividad eléctrica, se presentó un fenómeno similar para ambas épocas, con valores extremadamente altos en las estaciones RSlor16 y RSlor17 en comparación con las demás estaciones (Figura 2).



**Figura 2.** Gráficos de parámetros fisicoquímicos evaluados para las épocas húmeda y seca en el río San Lorenzo. A:  $pH = pH$  (unidad); B:  $TURBI =$  Turbidez (NTU); C:  $OD =$  Oxígeno disuelto (mg/l); D:  $CE =$  Conductividad eléctrica ( $\mu s/cm$ ); E:  $TEMP =$  Temperatura ( $^{\circ}C$ )

De igual manera, se determinó que el valor máximo de pH fue registrado en la estación RSlor10 en la época húmeda (8.45), mientras que el valor mínimo se dio en la estación RSlor1 (7.89), también en la época húmeda. Por otro lado, la turbidez fue mayor en la

estación RSlor3 (15.33 NTU) durante la época seca. En cuanto a los niveles de oxígeno disuelto, los valores mínimos (3.35 mg/l) y máximos (8.08 mg/l) fueron registrados en la estación RSlor11 durante la época seca y la estación RSlor10 durante la época húmeda, respectivamente. Por último, los niveles máximos de conductividad eléctrica (1720.33  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ) y temperatura (19.67 °C), fueron registrados en las estaciones RSlor16 en la época seca y RSlor17 en la época húmeda, respectivamente (Anexo 1).

A su vez, la cuenca baja presento los valores medios más altos para pH, conductividad eléctrica y temperatura. Mientras que turbidez y oxígeno disuelto, tuvieron valores medios más altos en la cuenca alta. Por otro lado, los valores más bajos para pH, conductividad eléctrica y temperatura, se registraron en la cuenca alta. Mientras que turbidez y oxígeno disuelto presentaron los valores medios más bajos en la cuenca baja y la cuenca media, respectivamente (Tabla 1).

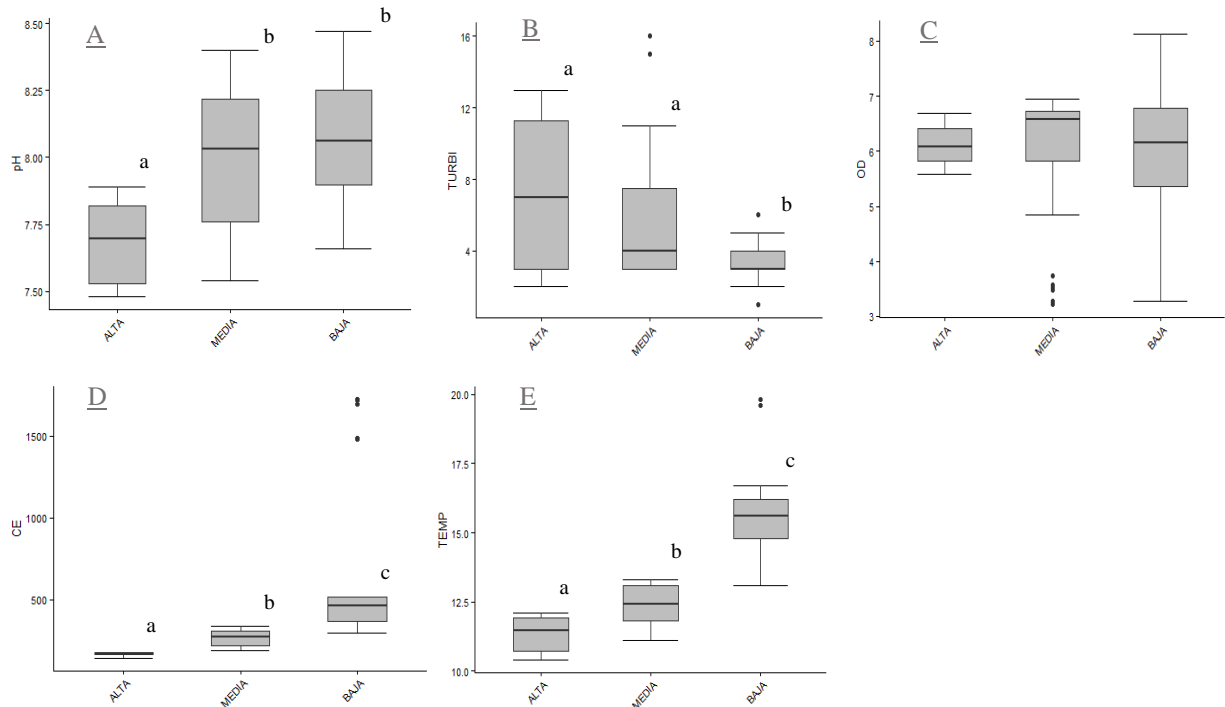
**Tabla 1.** Variables fisicoquímicas evaluadas en la cuenca del río San Lorenzo

Cuenca	Media	Min	Max	Media	Min	Max
	pH			Turbidez		
Alta	7.68±0.17	7.48	7.89	7.33±4.75	2.00	13.00
Media	7.99±0.28	7.54	8.40	5.92±3.72	3.00	16.00
Baja	8.09±0.22	7.66	8.47	3.26±1.08	1.00	6.00
Oxígeno disuelto			Conductividad eléctrica			
Alta	6.13±0.41	5.59	6.69	167.58±15.61	142.30	179.20
Media	5.95±1.24	3.22	6.94	266.62±49.49	187.80	338.00
Baja	6.02±1.17	3.27	8.12	674.02±504.39	296	1721.00
Temperatura						
Alta	11.31±0.71	10.40	12.10			
Media	12.31±0.73	11.10	13.30			
Baja	15.61±1.39	13.10	19.80			

Respecto a las diferencias espaciales, al aplicar la prueba de Kruskal-Wallis se determinó que pH ( $\chi^2= 20.51$ ,  $p=0.00$ ), turbidez ( $\chi^2=18.59$ ,  $p=0.00$ ), conductividad eléctrica ( $\chi^2=71.78$ ,  $p=0.00$ ) y temperatura ( $\chi^2=76.390$ ,  $p=0.000$ ), presentaron diferencias significativas entre cuencas. Por el contrario, el oxígeno disuelto ( $\chi^2=0.36$ ,  $p=0.83$ ) no presentó diferencias

espaciales significativas. Los grupos generados, mediante la prueba post hoc de Conover, se conformaron de la siguiente manera (Figura 3):

- **pH:** Se establecieron dos grupos significativamente diferentes conformados por: *a* (cuenca alta) y *b* (cuenca media y baja)
- **Turbidez (TURBI):** Se establecieron dos grupos significativamente diferentes conformados por: *a* (cuenca alta y media) y *b* (cuenca baja).
- **Conductividad eléctrica (CE) y Temperatura (TEMP):** Se establecieron tres grupos significativamente diferentes conformados por: *a* (cuenca alta), *b* (cuenca media) y *c* (cuenca baja).

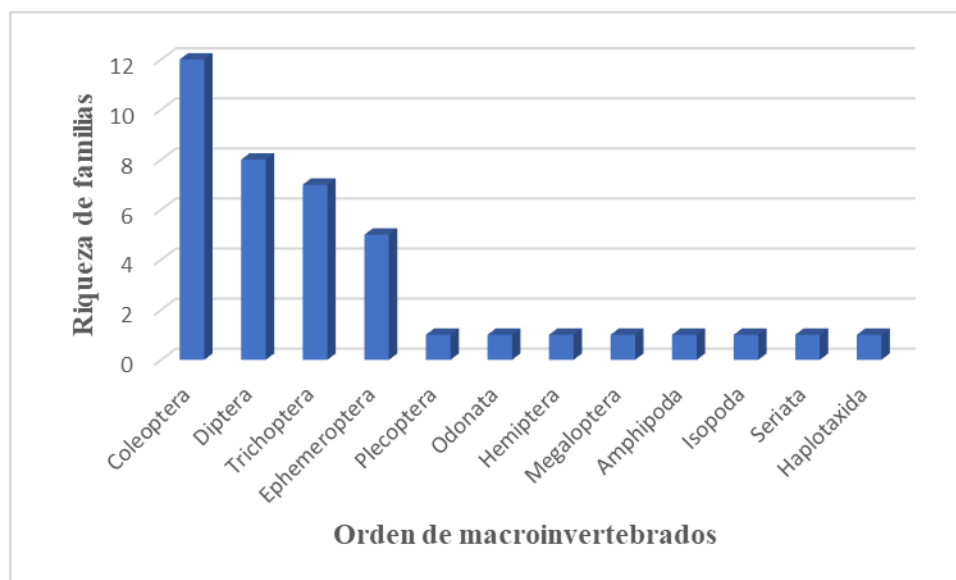


**Figura 3.** Gráficos de parámetros fisicoquímicos evaluados en las cuencas alta, media y baja del río San Lorenzo. A: *pH* = pH (unidad); B: *TURBI* = Turbidez (NTU); C: *OD* = Oxígeno disuelto (mg/l); D: *CE* = Conductividad eléctrica ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ); E: *TEMP* = Temperatura

### 3.2. Determinación de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos de la microcuenca del río San Lorenzo

Se recolectó un total de 1,891 individuos, distribuidos en 12 órdenes y 40 familias de macroinvertebrados bentónicos en las estaciones establecidas en la cuenca del río San

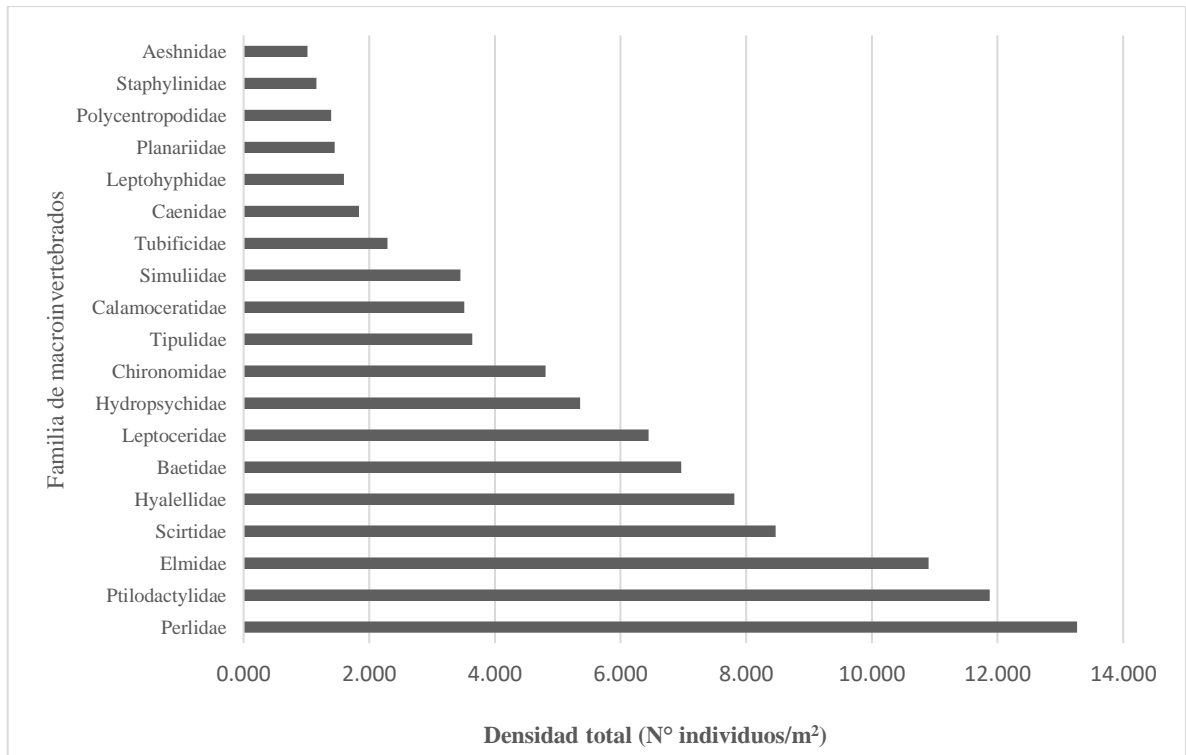
Lorenzo. Los órdenes con mayor riqueza fueron Coleoptera (12 familias), Diptera (8 familias), Trichoptera (7 familias) y Ephemeroptera (5) (Figura 4).



**Figura 4.** Riqueza de familias por cada orden de macroinvertebrados presentes en la microcuenca del río San Lorenzo

De estos individuos, 1,655 fueron recolectados directamente en las estaciones de muestreo del río San Lorenzo de forma cuantitativa, mientras que 236 se encontraron en las estaciones de referencia y correspondieron al muestreo cualitativo (ER1, ER2 y ER3).

Las familias Perlidae (orden Plecoptera), Ptilodactylidae y Elmidae (orden Coleoptera) fueron las que presentaron mayor densidad y las familias con menor densidad correspondieron a Oligoneuriidae (Orden Ephemeroptera), Stratiomyidae (Orden Diptera), Philopotamidae (Orden Trichoptera), Gyrinidae (Orden Coleoptera) y Mesoveliidae (Orden Hemiptera) (Figura 5).



**Figura 5.** Densidad total de las familias más representativas encontradas en la cuenca del Río San Lorenzo

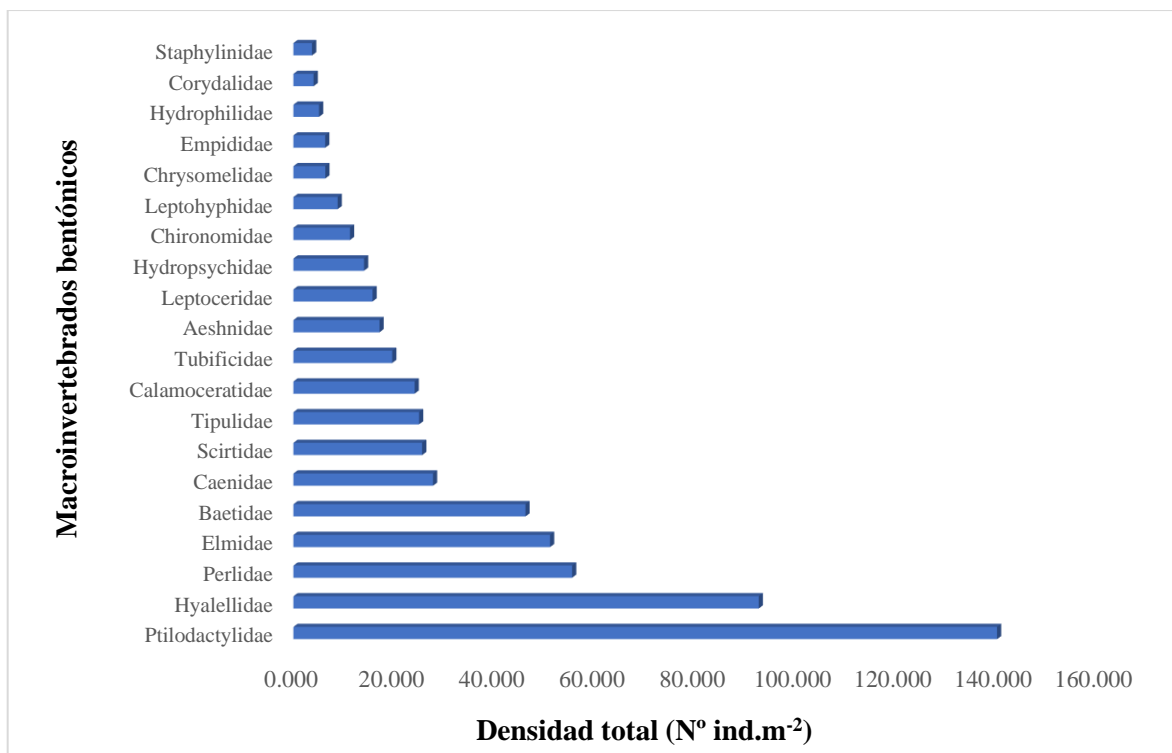
En la época húmeda se identificaron 563 individuos, de los cuales 465 se encontraron en las estaciones del río San Lorenzo y 98 en las estaciones de referencia. En el río San Lorenzo, los macroinvertebrados acuáticos se distribuyeron en 3 clases, 10 órdenes y 27 familias de macroinvertebrados. De estos últimos, los órdenes con mayor riqueza fueron Coleoptera y Diptera con 7 y 6 familias, respectivamente. Las estaciones con mayor riqueza taxonómica fueron RSlor3, RSlor9, RSlor12 y RSlor2. Por otro lado, las estaciones RSlor13 y RSlor14 fueron los que presentaron menor riqueza (Tabla 2). Las familias que presentaron la mayor densidad fueron Ptilodactylidae con 140.18 ind.m<sup>-2</sup> y Hyalellidae con 92.63 ind.m<sup>-2</sup> (Figura 6). De forma contraria, las familias Leptophlebiidae, Muscidae y Ceratopogonidae presentaron las densidades más bajas con 1.20 ind.m<sup>-2</sup>. Con respecto a los índices de diversidad alfa, el índice de Shannon-Wiener (H'), indicó una mayor diversidad en la estación de muestreo RSlor9, con valor de 2.25. Mientras que el índice de equidad de Pielou (J'), indico una mayor equidad en la estación RSlor13, con un valor de 1.0 y una menor equidad en la estación RSlor2, con un valor de 0.70. Finalmente, el índice de

dominancia de Berger-Parker (d), fue mayor en la estación RSlor1, con un valor de 0.51. (Tabla 2)

**Tabla 2.** *Parámetros comunitarios de macroinvertebrados bentónicos para la época húmeda*

Estaciones de muestreo	Riqueza de taxa (S)	Abundancia (N° ind)	Diversidad Shannon-Wiener (H')	Equidad de Pielou (J')	Dominancia de Berger Parker (d)
Rslor1	8	78	1.55	0.74	0.51
RSlor2	11	103	1.69	0.70	0.42
RSlor3	13	38	2.22	0.86	0.23
RSlor4	7	29	1.59	0.81	0.41
RSlor5	8	15	1.93	0.92	0.26
RSlor6	5	8	1.56	0.96	0.25
RSlor7	4	18	1.27	0.92	0.38
RSlor8	10	48	1.77	0.76	0.47
RSlor9	12	36	2.25	0.90	0.19
RSlor10	6	9	1.58	0.88	0.44
Rslor11	5	13	1.41	0.88	0.46
RSlor12	11	38	2.20	0.92	0.23
RSlor13	3	3	1.09	1	0.33
RSlor14	3	4	1.04	0.94	0.50
RSlor15	4	6	1.24	0.89	0.50
RSlor16	6	11	1.64	0.91	0.36
RSlor17	5	8	1.38	0.86	0.50



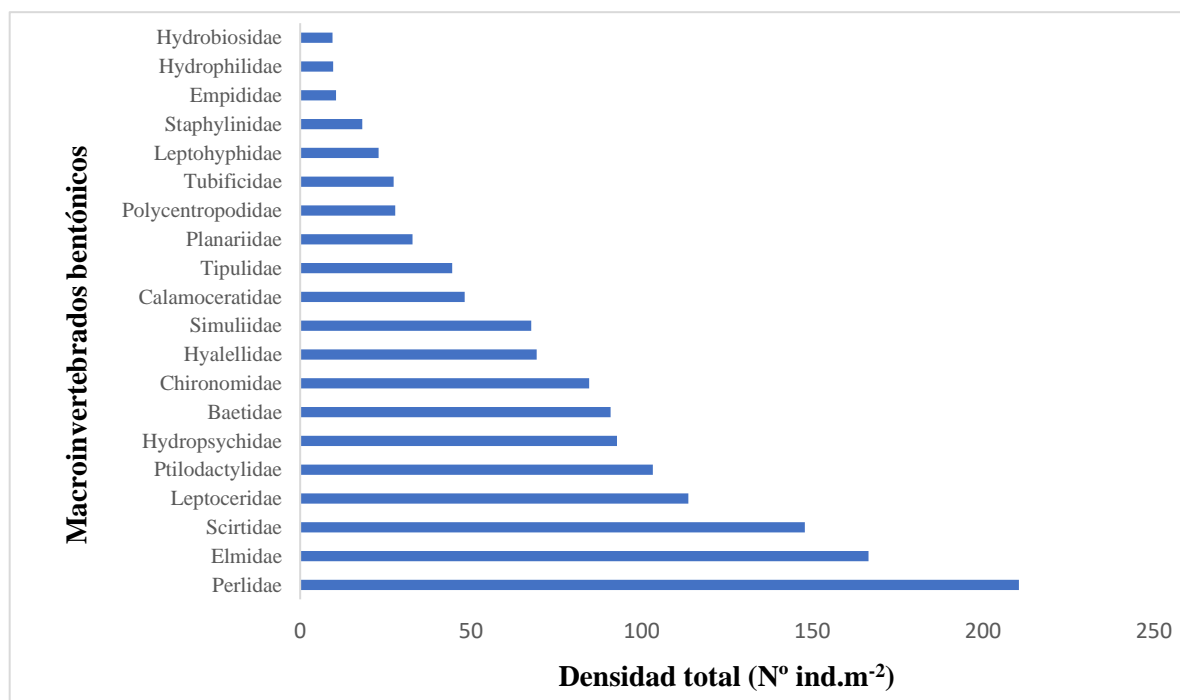


**Figura 6.** Densidad total de las 20 familias con mayor densidad en la época húmeda

En la época seca, se identificaron 1,328 individuos, de estos 1,190 se encontraron en las estaciones del río San Lorenzo y 138 en las estaciones de referencia. Estos se distribuyeron en 4 clases, 11 ordenes y 35 familias. Los ordenes con mayor riqueza fueron Coleoptera (11 familias) y Diptera (7 familias). La mayor riqueza taxonómica estuvo presente en las estaciones RSlor3 y RSlor4, mientras que la menor se presentó en las estaciones RSlor16 y RSlor17 (Figura 7). Las familias con mayor densidad fueron Perlidae y Elmidae con 210.52 y 166.45 ind.m<sup>-2</sup>, mientras que la menor densidad fue de 1.11 ind.m<sup>-2</sup> y la presentaron las familias Mesoveliidae, Gyrinidae y Stratiomyidae. Así mismo, el índice de Shannon-Wiener (H') indicó una mayor diversidad en la estación de muestreo RSlor6, con valor de 2.37. De igual forma, se determinó que la estación RSlor17 presentó una mayor equidad (0.93), mientras que la estación RSlor12 evidenció la menor equidad (0.73). Finalmente, el índice de dominancia de Berger-Parker (d), fue mayor en la estación RSlor7, con un valor de 0.39 (Tabla 3).

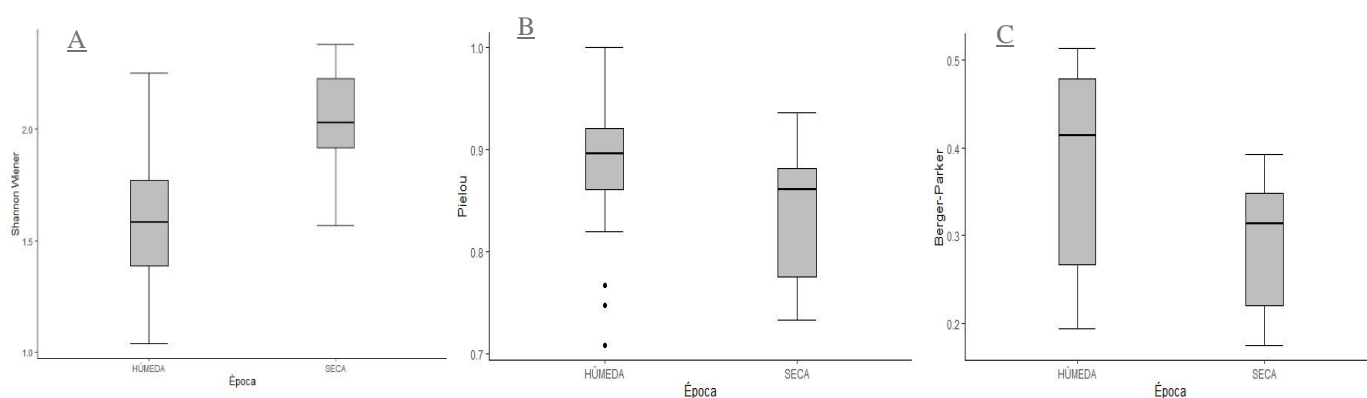
**Tabla 3.** *Parámetros comunitarios de macroinvertebrados para la época seca*

Estaciones de muestreo	Riqueza de taxa (S)	Abundancia (N° ind)	Diversidad Shannon-Wiener (H')	Equidad de Pielou (J')	Dominancia de Berger Parker (d)
RSlor1	12	131	2.23	0.89	0.18
RSlor2	9	73	1.91	0.87	0.27
RSlor3	15	86	2.09	0.77	0.37
RSlor4	15	118	2.22	0.82	0.22
RSlor5	11	31	2.06	0.86	0.25
RSlor6	13	63	2.37	0.92	0.17
RSlor7	13	56	1.99	0.77	0.39
RSlor8	10	35	2.02	0.88	0.31
RSlor9	13	120	2.27	0.88	0.18
RSlor10	12	112	1.85	0.74	0.32
RSlor11	14	69	2.02	0.76	0.34
RSlor12	11	44	1.75	0.73	0.38
RSlor13	14	90	1.96	0.74	0.33
RSlor14	13	73	2.22	0.86	0.17
RSlor15	12	58	2.08	0.83	0.24
RSlor16	6	22	1.56	0.87	0.36
RSlor17	6	9	1.67	0.93	0.33



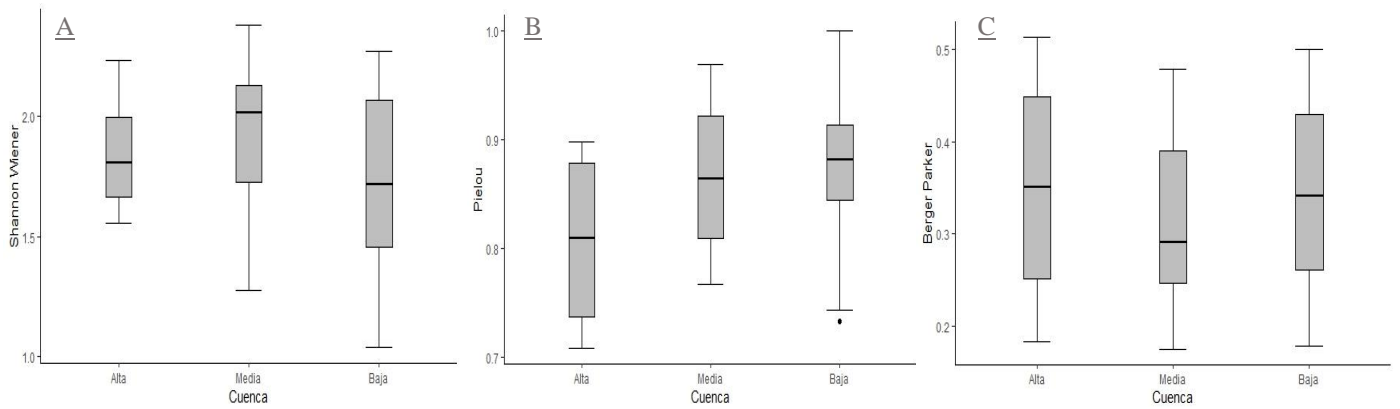
**Figura 7.** *Densidad total de las 20 familias con mayor densidad en la época seca*

En cuanto a las diferencias temporales, los índices de Shannon Wiener ( $t=-3.87$ ,  $p=0.00$ ) y de dominancia de Berger Parker ( $t=2.94$ ,  $p=0.01$ ) presentaron diferencias significativas, presentando valores más altos en la época seca y en la época húmeda, respectivamente. Por otro lado, el índice de equidad de Pielou ( $t=1.71$ ,  $p=0.09$ ) no presentó diferencias significativas temporales, presentando valores atípicos en la época húmeda para las estaciones RSlor1, RSlor2 y RSlor8 (Figura 8).



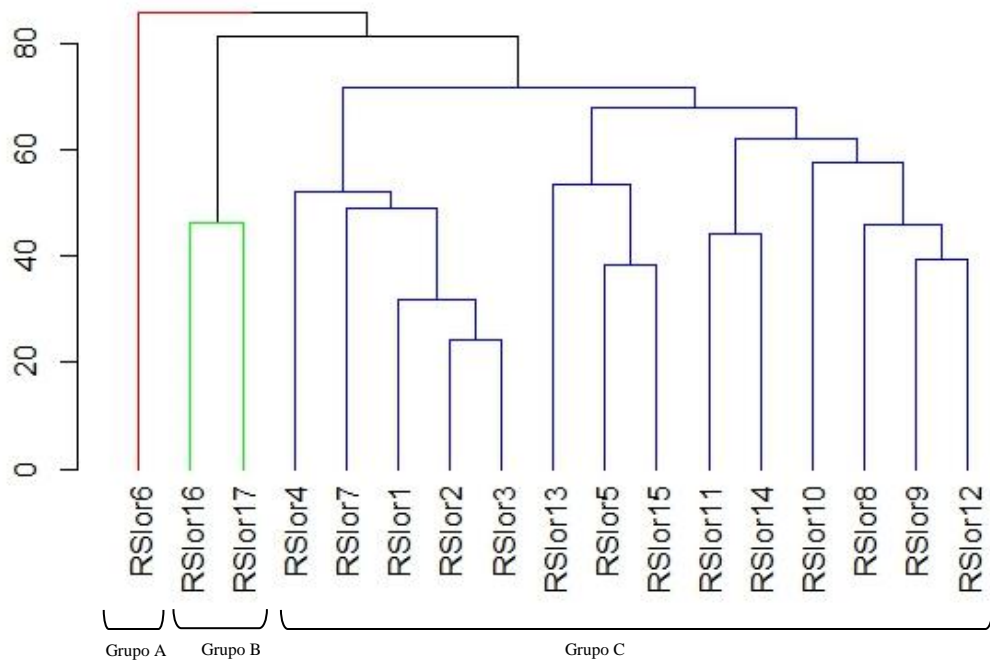
**Figura 8.** Gráficos de índices de diversidad de Shannon Wiener, equidad de Pielou y dominancia de Berger Parker para las épocas húmeda y seca. A: Índice de Shannon Wiener, B: Índice de equidad de Pielou, C: Índice de dominancia de Berger Parker

Respecto a las diferencias espaciales, ninguno de los índices presentó diferencias espaciales significativas en el Río San Lorenzo (Shannon Wiener,  $F= 1.01$ ,  $p= 0.37$ ; Pielou;  $F= 1.07$ ,  $p= 0.35$ ; y Berger Parker,  $F= 0.35$ ,  $p= 0.70$ ) (Figura 9).



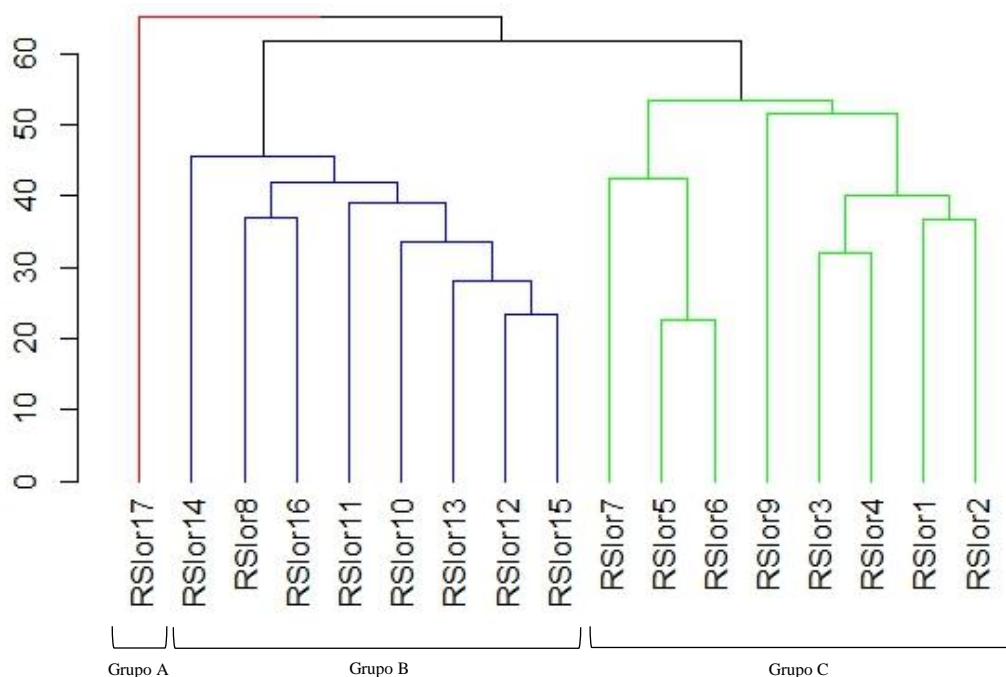
**Figura 9.** Gráficos a nivel de cuencas de los índices de diversidad de Shannon, equidad de Pielou y dominancia de Berger Parker. A: Índice de Shannon Wiener, B: Índice de equidad de Pielou, C: Índice de dominancia de Berger Parker

Asimismo, al analizar la diversidad beta en la época húmeda, mediante el dendrograma de agrupación jerárquica, se establecieron 3 grupos. El grupo A estuvo conformado por la estación RSlor6; el grupo B por las estaciones RSlor16 y RSlor17; y el Grupo C por el resto de estaciones (Figura 10).



**Figura 10.** Dendrograma de agrupación de las estaciones de muestreo en la época húmeda

Por otro lado, para la época seca, se establecieron 3 grupos. El Grupo A, conformado por la estación RSlor17; el Grupo B, conformado por las estaciones RSlor8, RSlor10, RSlor11, RSlor12, RSlor13, Rslor14, RSlor15 y RSlor16 y, el Grupo C conformado por el resto de estaciones (Figura 11).

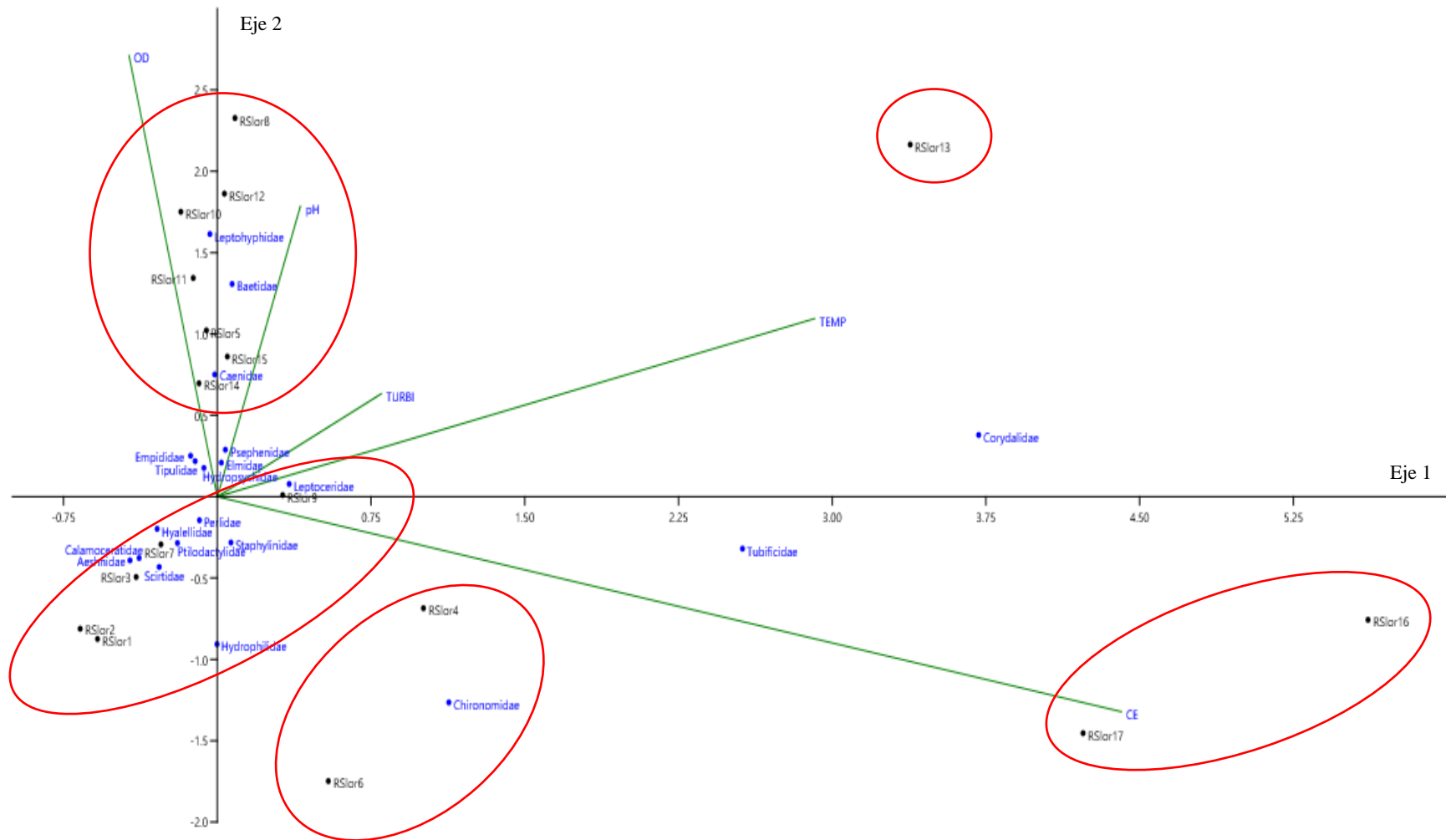


**Figura 11.** Dendrograma de agrupación de las estaciones de muestreo en la época seca

### 3.3. Relación entre los parámetros fisicoquímicos, los macroinvertebrados y las estaciones de muestreo

El análisis de correspondencia canónica (ACC) para la época húmeda alcanzó el 72.83% de la varianza explicada con los dos primeros ejes. Las estaciones RSlor16 y RSlor17, se ubicaron en el extremo derecho inferior del diagrama, caracterizados por altos valores de conductividad eléctrica, pero no se caracterizaron por la abundancia de ninguna familia. Mientras, la estación RSlor13, se encontró en el extremo derecho superior sin relacionarse con ningún parámetro fisicoquímico y ninguna familia de macroinvertebrados. Las estaciones RSlor5, RSlor8, RSlor10, RSlor11, RSlor12, RSlor14 y RSlor15, se localizaron entre en el cuadrante superior derecho e izquierdo relacionados con altos valores de oxígeno disuelto y pH y con la presencia de Caenidae, Baetidae y Leptohiphidae. Cabe destacar que las estaciones RSlor1, RSlor2, RSlor3, RSlor7 y RSlor9 no mostraron relación

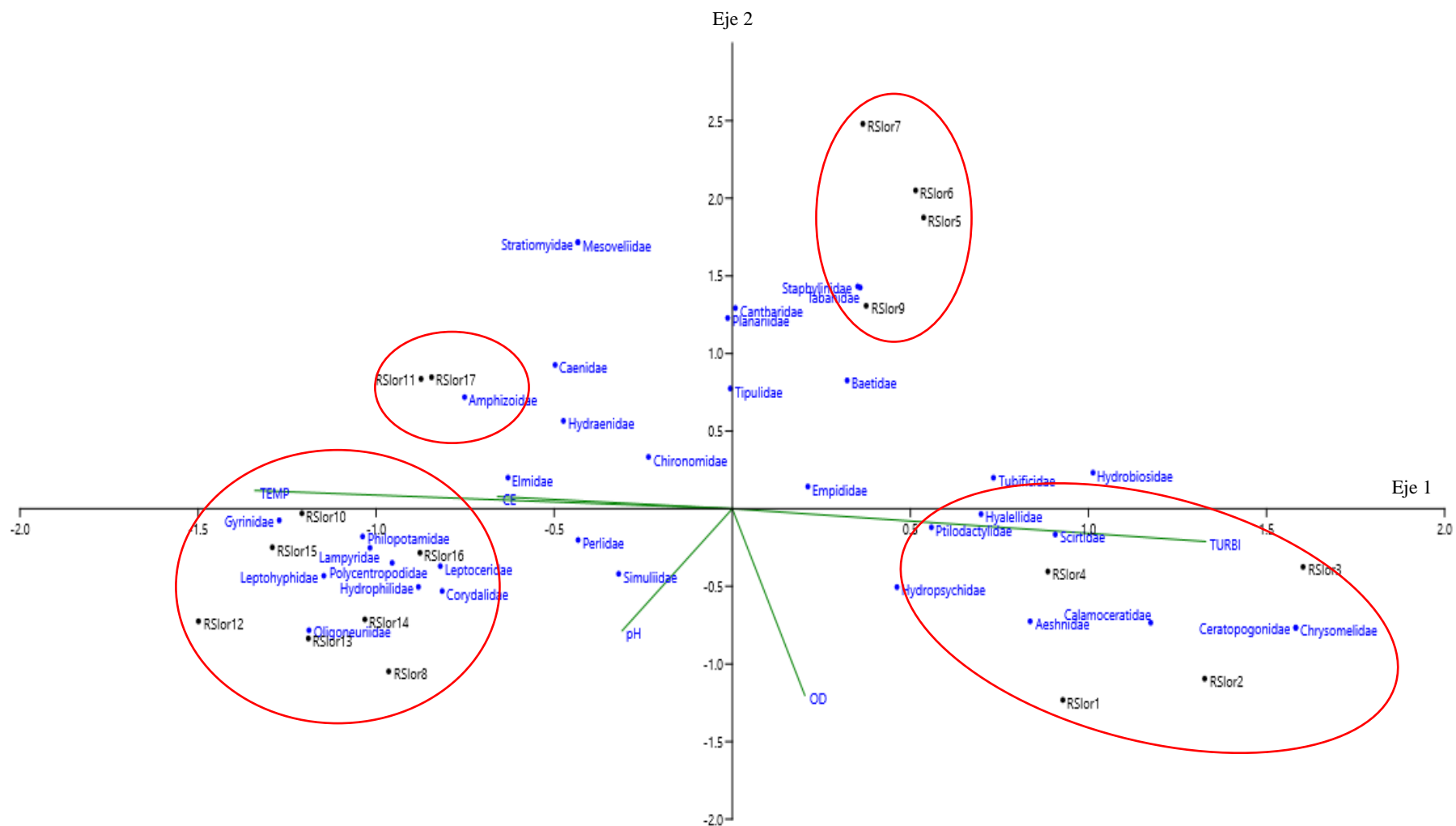
con ninguno de los parámetros fisicoquímicos evaluados, pero si con la presencia y abundancia de las familias Scirtidae, Ptilodactylidae, Hyalellidae, Calamoceratidae, Aeshnidae, Perlidae, Staphylinidae, Hydrophilidae y Leptoceridae. Algo parecido sucedió con las estaciones RSlor4 y RSlor 6, que se relacionaron con las familias Chironomidae. Por último, destacar que la turbidez no mostro relación ni con los parámetros fisicoquímico evaluados, ni con las familias recolectadas (Figura 12).



**Figura 12.** Análisis de correspondencia canónica entre las variables ambientales y la abundancia de taxones en la época húmeda. Eje 1: 40.96%, eje 2: 31.87%

En cuanto al ACC para la época seca, alcanzó el 86.73% de la varianza explicada con los dos primeros ejes. Las estaciones RSlor1, RSlor2, RSlor3 y RSlor4, se localizaron en el cuadrante derecho inferior del diagrama, relacionados con altos valores de turbidez y con la abundancia de Hyalellidae, Ptilodactylidae, Scirtidae, Calamoceratidae, Aeshnidae, Ceratopogonidae y Chrysomelidae. Por otro lado, las estaciones RSlor8, RSlor10, RSlor12, RSlor13, RSlor14, RSlor15 y RSlor16 se ubicaron en el cuadrante izquierdo inferior del diagrama, mostrando relación con altos valores de temperatura y con la presencia de Gyrinidae, Leptohiphidae, Lampyridae, Polycentropodidae, Hydrophilidae, Philopotamidae, Leptoceridae, Corydalidae y Oligoneuriidae. Es importante resaltar, que se formaron dos grupos de estaciones que no se relacionaron con ningún parámetro fisicoquímico. Estos grupos fueron los conformados por las estaciones RSlor11 y RSlor17, en el cuadrante izquierdo superior y por las estaciones RSlor5, RSlor6, RSlor7 y RSlor9, en el cuadrante derecho superior; relacionándose el primer grupo con la familia Amphizoidae y el segundo grupo con la familia Tabanidae y Staphylinidae. Por último, la conductividad eléctrica y el pH no mostraron relación con ningún parámetro fisicoquímico, pero se observaron relaciones con las familias de Elmidae, Perlidae y Simuliidae, mientras que oxígeno disuelto no presentó relación con ninguna familia ni parámetro fisicoquímico (Figura 13)





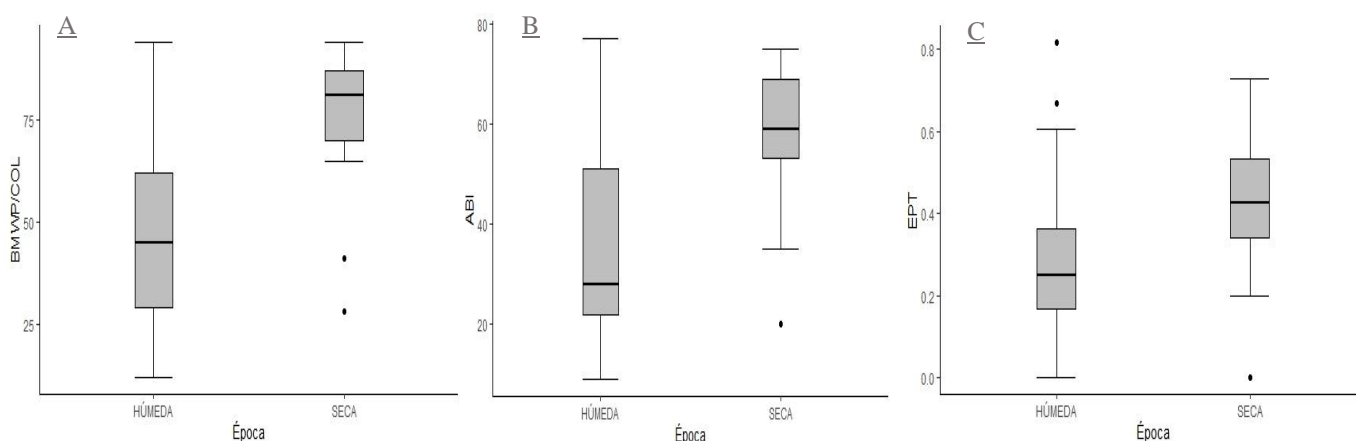
**Figura 13.** Análisis de correspondencia canónica entre las variables ambientales y la abundancia de taxones en la época seca. Eje 1: 55.82%, eje 2: 30.91%

### 3.4. Caracterización de la calidad del agua mediante los índices biológicos

De acuerdo a los resultados obtenidos, los índices BMWP/Col ( $w= 53.50$ ,  $p=0.00$ ) y ABI ( $t= -3.52$ ,  $p=0.00$ ) presentaron diferencias significativas entre épocas. El índice EPT no presentó diferencias significativas entre las épocas ( $t= -1.59$ ,  $p= 0.12$ ). De igual modo, los valores más altos de los índices se dieron en la época seca, indicando mejor calidad de agua (Figura 14).

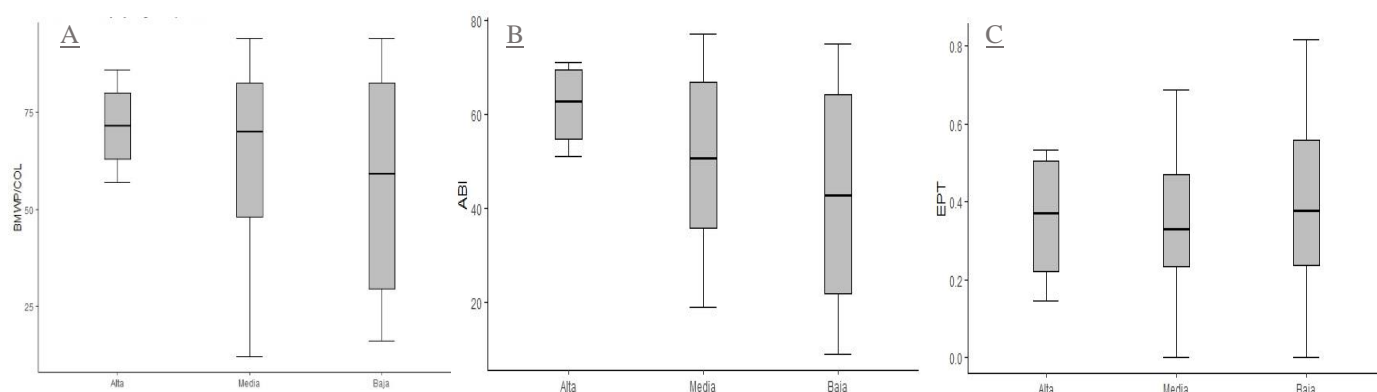
En la época húmeda, las estaciones RSlor10 y RSlor12 presentaron valores altos para el índice EPT, en comparación con las demás estaciones, siendo éstas las que tuvieron una mejor calidad del agua. En el caso de los índices BMWP/Col y ABI, la estación que presentó la calidad más alta fue RSlor3. Por el contrario, la estación más contaminada según los índices BMWP/Col y EPT fue la estación RSlor6 y según el índice ABI fue la estación RSlor13.

En la época seca, las estaciones RSlor17 y RSlor16 fueron las que presentaron los niveles más altos de contaminación, según el índice BMWP/Col. En el caso de los índices ABI y EPT, pasó lo mismo, la estación RSlor17 fue la más contaminada. Por otro lado, la calidad de agua más alta, según los índices BMWP/Col, ABI y EPT, se dieron en las estaciones RSlor13, RSlor14 y RSlor12, respectivamente.



**Figura 14.** Gráficos de los índices biológicos evaluados en el río San Lorenzo para las épocas húmeda y seca. A: BMWP/Col (Unidad); B: ABI (Unidad); C: EPT (Unidad)

Asimismo, se comprobó que no hubo diferencias significativas en cuanto a la calidad del agua determinada por los índices, según las divisiones de cuenca (alta, media y baja) (BMWP/Col:  $\chi^2=0.77$ ,  $p=0.67$ ; ABI:  $\chi^2=3.03$ ,  $p=0.21$ ; EPT:  $F= 0.25$ ,  $p=0.77$ ). Sin embargo, se pudo evidenciar que los valores de los índices BMWP/Col y ABI fueron descendiendo a medida que se avanzó en la cuenca, pero no de forma significativa. En el caso del índice EPT, se evidenció una alteración en la cuenca media, siendo dicha cuenca la que presentó peor calidad de agua (Figura 15).



**Figura 15.** Gráficos de los índices biológicos evaluados en el río San Lorenzo para las cuencas alta, media y baja. A: BMWP/Col; B: ABI; C: EPT (Tanto por uno).

### 3.5. Determinación del índice biológico más adecuado para explicar la calidad ecológica del agua en la cuenca del río San Lorenzo

La validación de los índices biológicos, mediante la regresión lineal, demostró que el índice EPT presento el coeficiente de determinación ajustado ( $R^2$  ajustado) más alto y el error estándar más bajo. Al mismo tiempo, la regresión del índice EPT, fue la única que cumplió los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk) y de homocedasticidad (Breuch-Pagan) (Tabla 4).

**Tabla 4.** Resultados de regresión múltiple lineal para cada índice biológico

Índice	Significancia	$R^2$	$R^2$ ajustado	Error estándar	Shapiro-Wilk	Breuch-Pagan
BMWP/Col	0.03	0.80	0.50	18.23	0.00	0.99
ABI	0.02	0.82	0.55	13.82	0.00	0.99
EPT	0.00	0.90	0.74	0.10	0.54	0.68

#### IV. DISCUSIÓN

El río San Lorenzo presentó variaciones temporales para el pH, oxígeno disuelto y turbidez. Por otro lado, en lo que respecta a variaciones espaciales, el oxígeno disuelto fue el único parámetro que no las presentó. Esto demuestra que existe una alteración temporal y espacial en la calidad fisicoquímica del agua en el río San Lorenzo. Guerrero *et al.*, (2003) demostró que la temperatura en zonas tropicales varía de acuerdo a la altitud, esto coincide con el estudio, ya que dicho parámetro fue aumentando progresivamente desde la cuenca alta hasta la cuenca baja. La conductividad eléctrica siguió la misma tendencia, obteniendo los valores más altos en la cuenca baja (RSlor16 y RSlor17), en ambas épocas. En ese sentido, se ha demostrado que las concentraciones mayores de conductividad en el agua están relacionadas directamente con una menor calidad (Damanik *et al.*, 2016).

En cuanto a la turbidez, tuvo un comportamiento ambiguo, teniendo valores más altos en la cuenca alta, que, en la media y baja, en especial en la época seca. Este comportamiento es contrario a los encontrados por varios estudios que demuestran, que la turbidez va aumentando según se desciende por la cuenca (Choque-Quispe *et al.*, 2022; Ruiz-Ordóñez *et al.*, 2023). Dichas condiciones podrían implicar una inadecuada gestión de la cuenca muy expuesta a actividades humanas como la ganadería (Gezie *et al.*, 2023). Los altos niveles de turbidez en la cuenca alta, podrían atribuirse a la materia orgánica generada por la descomposición de la vegetación y el aporte de excrementos por parte del ganado que pastorea en la zona durante la época seca (Aveiga *et al.*, 2019). Cabe recalcar, que durante las salidas al campo se observaron actividades de pastoreo, además de un incremento poblacional en la cuenca alta.

Los órdenes de macroinvertebrados colectados que presentaron mayor abundancia y riqueza fueron Coleoptera y Diptera, las cuales están presentes en una amplia gama de ecosistemas lóticos (Domínguez y Fernández, 2009; González-Córdoba *et al.*, 2020; Villamarín *et al.*, 2021). Esto se asemeja a resultados encontrados en estudios previos en cuencas de Uruguay y México, donde encontraron que ambos ordenes son los más diversos y cosmopolitas (Morelli y Verdi, 2014; Castillo *et al.*, 2018). Los individuos del orden Coleoptera, suelen ser más diversos en fondos pedregosos, en especial cuando las rocas tienen un mayor tamaño, lo que favorece su desarrollo al tener más espacio, y al mismo

tiempo ayudando a una mayor disponibilidad de alimento (Meza *et al.*, 2012). Los dípteros, sin embargo, son más afines a los sustratos arenoso-limosos, debido a que generalmente son detritívoros (Pascual *et al.*, 2019; Martins *et al.*, 2021). La presencia de dípteros evidencia una mayor acumulación de materia orgánica en los depósitos del fondo del río, siendo mayor en hábitats sedimentarios (Bendary *et al.*, 2023). Esto es particularmente importante y nos ayuda a comprender cómo el establecimiento de los sedimentos está presentando implicaciones para el agua suprayacente y el comportamiento de los macroinvertebrados (Adesuyi *et al.*, 2016).

En conjunto, en ambas épocas, se demostró la estrecha relación entre los macroinvertebrados y los parámetros fisicoquímicos, influyendo en su distribución. En el caso de la conductividad eléctrica y la temperatura, los resultados coincidieron con los obtenidos en las investigaciones de otros autores, a lo largo del mundo (Carvacho, 2012, Narangarvuu *et al.*, 2014, Canales *et al.*, 2022). La segunda familia más abundante en la época seca, Elmidae, se relacionó con ambos parámetros, siendo menos abundante cuando la conductividad eléctrica alcanzó valores más altos, evidenciando que, esta familia es sensible a la contaminación de origen antrópico (Aguilera y Vasquez 2019). Además, su presencia indica altas concentraciones de oxígeno y altas temperaturas (Arias *et al.*, 2007). Un comportamiento distinto presenta la familia Perlidae (la más abundante en el estudio) que prefiere aguas oligotróficas y de temperaturas bajas a medias, siendo indicadora de una buena calidad del agua e intolerante a la deficiencia de oxígeno en zonas templadas (Roldan, 2016). Sin embargo, en zonas neotropicales pueden tolerar cierto nivel de contaminación orgánica y encontrarse en condiciones de baja saturación de oxígeno (Tomanova y Tedesco, 2006; Vargas-Tierras *et al.*, 2023). Los posibles cambios de prominencia entre dichas familias, podrían sugerir una alteración importante en interépocas, relacionado con el cambio climático, a nivel de toda la cuenca (Petruzzello *et al.*, 2021).

En el caso de la turbidez, en concreto en la época seca, se encontraron mayores abundancias en el conjunto de macroinvertebrados cuando este parámetro aumentó, lo cual es contrario a lo comúnmente encontrado en ambiente lóticos (Dos Santos *et al.*, 2016; Schaffer *et al.*, 2019), pero acorde a lo que sucede en ecosistemas que han sufrido algún tipo de alteración (Gezie *et al.*, 2023). La turbidez se relacionó con las familias Hyalellidae,

Scirtidae y Ptilodactylidae, en especial en la cuenca alta y media. La familia Ptilodactylidae fue la que presentó mayor abundancia y se asocia generalmente con aguas de buena calidad ambiental (Zúñiga & Cardona, 2009). Sin embargo, la mayor abundancia de Ptilodactylidae no debe ser interpretada como un resultado de su tolerancia a la turbidez, sino que este parámetro fisicoquímico podría estar reflejando cambios más amplios del área de influencia, como el uso de suelo y, por ende, del ecosistema en el que están habitando los macroinvertebrados (Gomez *et al.*, 2017).

En ese mismo contexto, la estación RSlor6, que fue la más impactada en el río San Lorenzo, presentó una relación directa con la familia Chironomidae, siendo consistente con numerosos estudios que indican que dicha familia está asociada con un mayor enriquecimiento de nutrientes (Pallotini *et al.*, 2017). En contraste, Kownacki y Szarek (2022), encontraron que, en ríos de montaña de Polonia, Chironomidae, está desplazando a Oligochaeta, indicando una reducción de la contaminación, pero que esta sigue estando latente en estos sistemas lóticos. Adicionalmente, Chironomidae ayuda en el diagnóstico de fuentes de contaminación en el cauce principal, debido a su capacidad de consumo de sedimentos y materia orgánica (Sotelo *et al.*, 2014). Este hallazgo confirma la teoría ecológica que familias con ciclo de vida cortos, como los que tiene la familia Chironomidae, exhiben una alta tasa de recolonización en ambientes perturbados (Edegbene *et al.*, 2021).

En el río San Lorenzo, la mayor abundancia de macroinvertebrados fue encontrada en la época seca, en condiciones de poca alteración. La menor riqueza encontrada en la época lluviosa está relacionada con un incremento en la variabilidad hidrológica de forma natural, que genera una alta mortalidad por el aumento del agua y, en consecuencia, la aparición de especies pioneras, con periodos de vida cortos y densidades elevadas (Jacobsen, 1998). Al mismo tiempo, estas consecuencias, pueden verse aumentadas por la escorrentía superficial y subterránea de contaminantes provenientes de tierras agrícolas y ganaderas (Mwaijengo *et al.*, 2020). Estos resultados estarían dentro de lo comúnmente aceptado, dado que, en la época húmeda, el incremento de las precipitaciones conlleva un aumento de la turbidez y, por tanto, un aumento de la deriva de macroinvertebrados. Así mismo, en la época seca, los hábitats son más estables, lo que permite una mayor colonización de macroinvertebrados

por más tiempo, y posteriormente, un incremento en el número y abundancia de especies (Tamaris *et al.*, 2018). En cualquier sentido, las marcadas diferencias entre las épocas húmeda y seca confirman los cambios de suministro y disponibilidad de nutrientes y contaminantes en el río (Ramírez *et al.*, 2007).

Bajo esta línea, Zhou *et al.*, (2022) afirmaron que, para mantener la función de los ecosistemas fluviales, se requiere una regulación adecuada en las condiciones de flujo regulares, dado que los cambios de flujo afectan al conjunto de familias de macroinvertebrados (Schneider y Petrin, 2017). Uno de estos cambios es la aparición de nuevas familias que ocuparán los nichos vacíos (Mason *et al.*, 2005). Este comportamiento puede verse en el río San Lorenzo, con la aparición de familias como Tabanidae, Gyrinidae, Oligoneuriidae, Cantharidae, Hydraenidae, Lampyridae, Amphizoidae, Mesoveliidae y Planariidae solo en la época seca. Este comportamiento podría explicar la razón por la que se encontraron valores más altos del índice de diversidad de Shannon Wiener durante la época seca, y que están fuertemente relacionados con las especies poco reportadas (Roswel *et al.*, 2021, Yang *et al.*, 2023). En el caso del índice de dominancia de Berger-Parker, que ignora por completo las especies poco reportadas, fue mayor en la época húmeda, indicando que la comunidad de macroinvertebrados está dominada por las familias más comunes, llevando a comunidades desiguales en circunstancias de perturbación (Rivaes *et al.*, 2021). Esto explica cómo las familias más abundantes en la época húmeda presentaron dominancias altas, coexistiendo con las demás familias, a través de la división de nutrientes con cierto grado de superposición de nichos (Szabó y Meszéna, 2006).

En cuanto a los patrones espaciales, con los dendrogramas elaborados (Figura 12 y 13), se evidencia que, en la época húmeda y seca, las estaciones RSlor6 y RSlor17 se diferenciaron del resto, respectivamente. Estas estaciones presentaron familias como Chironomidae y Tubificidae, más tolerantes a los contaminantes, y con poca o nula abundancia de individuos de Perlidae y Ptilodactylidae. Además, presentaron valores altos de conductividad eléctrica. Estos resultados están demostrando una relación inversa entre la variable conductividad y la densidad y riqueza de familias (Millán *et al.*, 2011). Cabe destacar, que en la estación RSlor6, se encuentra el centro poblado llamado el Chido, cuya principal actividad económica es la ganadería, y bota sus aguas residuales directamente al

río. Esta situación es propicia para familias como Chironomidae, al alimentarse de los detritos orgánicos provenientes de la descomposición de la materia orgánica (Guimarães-Souto *et al.*, 2021; Ocon *et al.*, 2023). Al mismo tiempo, la estación RSlor17, se destaca por estar cercana a aguas azufradas, favoreciendo las altas concentraciones de conductividad y, por tanto, de iones disueltos que son filtrados por las familias mencionadas (Loskutova *et al.*, 2022).

En cuanto a los índices biológicos, los valores de BMWP/Col y ABI mostraron patrones temporales y espaciales similares, indicando que la calidad del agua fue mejor para la época seca. Algo parecido sucedió con el índice EPT, que mostró patrones espaciales y temporales similares. Es necesario aclarar que, para el índice EPT, el nivel de significancia se mantuvo para ambas épocas. En ese sentido, este índice es sensible a los gradientes físicos, según la estructura de los hábitats acuáticos. Además, en zonas relacionadas con las actividades agrícolas y ganaderas se obtienen puntuaciones constantes y bajas (Almeida *et al.*, 2023). Esto se asemeja a los resultados presentados en el río San Lorenzo y estarían indicando presiones antropogénicas en las cuencas, alteración de la estabilidad de lechos de ríos y la cubierta vegetal (Kaufmann *et al.*, 2022). Adicionalmente, los resultados demostraron que, en la época húmeda, la familia Leptophlebiidae del orden Ephemeroptera, presentó las menores densidades, porque esta familia disminuye en abundancia según aumenta la contaminación (Akamagwuna *et al.*, 2023). De igual manera, diversos estudios han encontrado que las familias del orden Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera presentan reacciones adversas en zonas agrícolas contaminadas (Shami *et al.*, 2021). Estos resultados resaltan que factores como el uso de la tierra dentro de la cuenca, están influyendo negativamente en la riqueza de estas familias (Moritz *et al.*, 2022, Magbanua *et al.*, 2023).

Finalmente, el alto coeficiente de ajuste del índice EPT se debe al dominio de familias pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, tales como Perlidae (Plecoptera), Baetidae (Ephemeroptera), Leptoceridae (Trichoptera) e Hidropsychidae (Trichoptera), algo normal teniendo en cuenta que el índice se calcula con estas (Pimentel *et al.*, 2022). Sin embargo, existen limitaciones con este índice, que pueden alterar los resultados, como la insensibilidad en algunas regiones debido a la baja diversidad de



Plecoptera, comprometiendo su utilidad como discriminador de contaminantes orgánicos (Thorne y Williams, 1997). Para mejorar las aplicaciones del índice EPT, Compín y Céréghino (2003) propusieron la inclusión de macroinvertebrados de la familia Coleoptera, formando un índice nuevo llamado EPTC, aumentando de este modo la sensibilidad del índice a la contaminación. Esta distinción podría aplicarse al río San Lorenzo debido a que se halló una mayor abundancia de individuos de este orden con respecto a Plecoptera en ambas épocas. En este sentido, mientras que EPT resalta el aspecto cuantitativo, los índices ABI y BMWP/Col usan un enfoque cualitativo (presencia-ausencia), siendo ABI el de mayor ajuste después del índice EPT y propuesto para la evaluación ecológica de ríos andinos en Perú y Ecuador (Acosta *et al.*, 2009).

## V. CONCLUSIONES

- Se determinó que la distribución temporal y los patrones de las comunidades de macroinvertebrados para las épocas húmeda y seca estuvieron influenciados principalmente por los parámetros fisicoquímicos de temperatura, conductividad eléctrica y turbidez.
- Los órdenes de macroinvertebrados con mayor riqueza en ambas épocas fueron Coleoptera (12 familias), Diptera (8 familias), Trichoptera (7 familias) y Ephemeroptera (5 familias), los mismos que se distribuyeron en 12 órdenes y 40 familias. En total, en la época húmeda, se recolectaron 563 individuos, mientras que, en la época seca, 1,328. En la cuenca principal del río San Lorenzo, para las épocas húmeda y seca, se muestrearon un total de 465 y 1,190 individuos, respectivamente. En ambas épocas, los órdenes Coleoptera y Diptera fueron los más representativos.
- Los índices biológicos BMWP/Col y ABI determinaron que, las mejores calidades de agua en el río San Lorenzo se encontraron en la época seca. En el caso del índice EPT, no se pudo discernir qué época tuvo mejor calidad, ya que esta fue constante en ambas épocas. Cabría destacar, que las estaciones que presentaron peores calidades, fueron la estación RSlor6, en la época húmeda, y la estación RSlor17, en la época seca, caracterizadas por una gran abundancia de la familia Chironomidae y altas concentraciones de conductividad eléctrica.
- Finalmente, el índice EPT se presentó como el más adecuado para evaluar la calidad ecológica del agua en la cuenca del río San Lorenzo, seguido del índice ABI y BMWP/Col. Sin embargo, debido a que el índice EPT se basa en datos cuantitativos y los índices BMWP/Col y ABI en datos cualitativos, se determinó que el índice ABI sería el segundo óptimo para aplicarse.

## **VI. RECOMENDACIONES**

- Se recomienda expandir las investigaciones tomando en cuenta los resultados encontrados en el presente estudio, aplicando el índice EPT y el índice ajustado EPTC, para poder determinar con mejor precisión el ajuste de este índice a cuencas similares al río San Lorenzo. De igual forma, si algún investigador, desea realizar investigaciones tomando en consideración nuestros resultados, debe complementar los análisis con el índice biológico ABI, debido a que está desarrollado para cuencas altoandinas de Perú y Ecuador. De este modo, se reducirá errores en los análisis.

## VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M. y 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.
- Adesuyi, A., Ngwoke, M., Akinola, M., Njoku, K. y Jolaoso, A. (2016) Assessment of physicochemical characteristics of sediment from Nwaja Creek, Niger Delta, Nigeria, *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 4, 16-27.
- Aguilera, I. y Vasquez, J. (2019) Distribución espacial y temporal de Elmidae (Insecta: Coleóptera) y su relación con los parámetros fisicoquímicos en el río Ocoa, Meta, Colombia, *Revista de la academia colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales*, 43(166), 108-119.
- Akamagwuna, F., Odume, O. y Richoux, N. (2023) Agricultural disturbance affects taxonomic and functional diversity of Afrotropical macroinvertebrate composition in a South African river system, *Environmental and Sustainability Indicators*, 18.
- Alba, J. & Sánchez, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basada en el de Hellawell, *Limnetica*, 4: 51-56.
- Almeida, J., Mylena, S., Sampaio, J., Ribeiro, D., Justino, A., Schlemmer, L. y Juen, L. (2023) Assessing physical habitat structure and biological condition in eastern Amazonia stream sites, *Water Biology and Security*, 2(2), 100-132
- Alvial, I., Tapia, D., Castro, M., Duran, B. y Verdugo, C. (2012) Analysis of benthic macroinvertebrates and biotic indices to evaluate water quality in rivers impacted by mining activities in northern, Chile, *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 407, 01.
- ANA-Autoridad Nacional del Agua (2016) *Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales*, Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA, Lima, Perú.
- APHA-American Public Health Association (2017) *Standard methods for the examination of water and wastewater (23rd ed)*. American Public Health Association & Water

*Environment Federation & American Water Works Association. Washington, D. C.: APHA-AWWA-WEF.*

- Arias, D., Reinoso, G., Guevara, G. y Villa, F. (2007). Distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos en la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia), *Caldasia*, 29 (1): 177-194.
- Aveiga, A., Noles, P., Cruz, A., Peñarrieta, F. y Alcantara, F. (2019) Variaciones físico-químicas de la calidad del agua del río Carrizal en Manabí, *Enfoque UTE*, 10(3), 30-41.
- Barba, F., Lanza, G., Contreras, A. y Gonzáles, I. (2013) Insectos acuáticos indicadores de calidad del agua en México: casos de estudio, ríos Copalita, Zimatán y Coyula, Oaxaca Aquatic insects indicators of water quality in Mexico: study cases, Copalita, Zimatán and Coyula rivers, Oaxaca, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1), 381-383.
- Beita, W. y Barahona, M. (2011) Físico-química de las aguas superficiales de la Cuenca del río Rincón, Península de Osa, Costa Rica, *UNED Research Journal*, 157-179.
- Bendary, R., Goher, M. y Shamy, A. (2023) Taxonomic and functional diversity of macroinvertebrates in sediment and macrophyte habitats: A case study, the Ibrahimia Canal, Nile River, Egypt, *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 49(2), 129-135.
- Borcard, D., Gillet, F. y Legendre, P. (2018) *Numerical ecology with R*, Springer, <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
- Canales, H., Cabrera, C. y Arana, J. (2022) Macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua en el Área de Conservación Regional Humedales de Ventanilla, Callao, *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica Minera Metalúrgica y Geográfica*, 25(49), 295-301.
- Carrera, C. y Fierro, C. (2001) *Manual de Monitoreo. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Ecociencia, Quito.
- Carter, J., Resh, V. y Morgan, J. (2017) After Site Selection and Before Data Analysis: Sampling, Sorting, and Laboratory Procedures Used in Stream Benthic Macroinvertebrate Monitoring Programs by US State Agencies, *JN Am. Benthol. Soc*, 20(2001), 658-682.

- Carvacho, C. (2012) Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile, *Biología*, 62
- Castillo, M., Álvarez, R. y Mayorga, A. (2018) Riqueza y diversidad de insectos acuáticos en la cuenca del río Usumacinta en México, *Revista mexicana de biodiversidad*, 89, 45-64.
- Choque-Quispe, D., Froehner, S., Palomino-Rincón, H., Peralta-Guevara, D. E., Barboza-Palomino, G. I., Kari-Ferro, A., Zamalloa-Puma, L. M., Mojo-Quisani, A., Barboza-Palomino, E. E., Zamalloa-Puma, M. M., Martínez-Huamán, E. L., Calla-Florez, M., Aronés-Medina, E. G., Solano-Reynoso, A. M., & Choque-Quispe, Y. (2022). Proposal of a Water-Quality Index for High Andean Basins: Application to the Chumbao River, Andahuaylas, Peru. *Water*, 14(4), 654.
- Corroto F. (2017) Desarrollo de un índice biológico de macroinvertebrados en la cuenca del río Utcubamba, región Amazonas, Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza.
- Cox, B., Oeding, S. y Taffs, K. (2019) A comparison of macroinvertebrate-based indices for biological assessment of river health: A case example from the sub-tropical Richmond River Catchment in northeast New South Wales, Australia, *Ecological indicators*, 106.
- Cushiche, L. y Miranda, G. (2020) Contaminación por aguas residuales e indicadores de calidad en la reserva nacional “Lago Junín”, Perú, *Revista Mexicana de ciencias agrícolas*, 10(6).
- Custodio, M., Chamané, F., Pizarro, S. y Cruz, D. (2018) Quality of the aquatic environment and diversity of benthic macroinvertebrates of high Andean wetlands of the Junín region, Peru, *The egyptian journal of aquatic research*, 44(3), 195-202.
- Damanik, M., Pieter, C., Thi, G., Eurie, M., Sasha, P., Suhareva, N., Bennetsen, E., Landuyt, D., Dominguez, L. y Goethals, P. (2016) Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates índices, *Limnologica*, 57, 27-59.

- Desrosiers, M., Usseglio, P., Archaimbault, V., Larras, F., Methot, G. y Pinel, B. (2019) Assessing anthropogenic pressure in the St. Lawrence River using traits of benthic macroinvertebrates, *Science of the Total Environment*, 649, 233-246.
- Domínguez, E. y Fernández, H. (2009) *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*, Fundación Miguel Lillo, Tucumán.
- Dos Santos, K., Dos Santos, N. y Damasceno, M. (2016) Aplicación de los índices biológicos Biological Monitoring Working Party y Average Score per Taxon para evaluar la calidad del agua del río Ouricuri en el Municipio de Capanema, Estado de Pará, Brasil, *Rev Pan-Amaz Saude*, 7(3), 1-11.
- Edegbene, A., Odumea, O., Arimoro, F. y Keke, U. (2021) Identifying and classifying macroinvertebrate indicator signature traits and ecological preferences along urban pollution gradient in the Niger Delta, *Environmental Pollution*, 281, 76-117.
- Fierro, P., Arismendi, I., Hughes, R., Valdovinos, C. y Jara, A. (2018) A benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams, *Ecological indicators*, 91, 13-23.
- García, S., Moreno, C., Morón, M., Castellanos, I. y Pavón, N. (2016) Integrando la estructura taxonómica en el análisis de la diversidad alfa y beta de los escarabajos Melolonthidae en la faja volcánica Transmexicana, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(3), 1033-1044.
- Gezie, A., Goshu, G. y Tiku, S. (2023) Ecological effect of a small dam on the macroinvertebrate assemblage and water quality of Koga River, Northwest Ethiopia, *Heliyon*, 9(6).
- Glazier, D. (2014) Amphipoda, Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, *Encyclopedia of Inland Waters*, 89-115.
- Gofen, M. (2018) Temperature Impact on the Shannon-Wiener Biodiversity Index (BDI) of Zooplankton in Lake Kinneret (Israel), *Scientific Research Publishing*, 8, 39-49.
- Gómez, J., Novelo, R. y Astudillo, M. (2017) Efecto de las descargas domésticas y de beneficio de café sobre la calidad del agua y la diversidad de larvas de Odonata (Insecta)

- en un arroyo de bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 372-380.
- Gonzales, M., Zaragoza, S. y Pérez, C. (2017) Análisis de la diversidad de Coleoptera en el bosque tropical caducifolio en Acahuizotla, Guerrero, México, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 381-388.
- González-Córdoba, Marcela, del-Carmen-úñiga, María, Giraldo, Lina-Paola, Ramírez, Yuly-Paulina, & Chará, Julián. (2020). Sensitivity of Elmidae (Insecta: Coleoptera) to habitat disturbance and physicochemical water quality in lotic environments of the Colombian Andes. *Revista de Biología Tropical*, 68(2), 601-622.
- Guerrero, F., Manjarres, A. y Nuñez, N. (2003) Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biol Colomb*, 8: 43-55.
- Gudiño, L., Escalera, C., Cruz, G., Moncayo, R., Silva, J., Flores, R., Damian, M. y Chavez, M. (2022) Evaluación de la calidad del agua en un río subtropical y tributarios utilizando índices fisicoquímicos y macroinvertebrados acuáticos, *Hidrobiología*, 32(1), 33-50.
- Guimarães-Souto, R. M., Facure, K. G., y Jacobucci, G. B. (2021). Do tropical riparian forests in the Cerrado Biome act as a buffer against the impacts of agriculture and livestock on benthic macroinvertebrate communities?. *Limnetica*, 40(2), 329-342.
- Hernán, J., Martínez, L., Castellanos, L., Mora, A. y Rocha, Z. (2020) Macroinvertebrados bioindicadores de calidad de agua en sistemas hídricos artificiales del Departamento de Boyacá, Colombia, *Revista producción + limpia*, 15(1).
- Heumann, C. y Schomaker, M. (2016) *Introduction to statistics and data analysis*, Springer, Gewerbestrasse 11, 6330 Cham, Switzerland.
- Hilsenhoff, W. (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index, *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 65-68.
- Jacobsen, D. (1998) The Effect of Organic Pollution on the Macroinvertebrate Fauna of Ecuadorian Highland Streams. *Arch. Hydrobiol.*, 143(2): 179-195.



- Jesus, R., Aguilar, H., Camacho, A., Carrillo, Manuel, J. y Melendez, A. (2016) Sensor system based in neural networks for the environmental monitoring, *Engineering, Research and Technology*, 17(2), 211-222.
- Jongman, R. Ter Braak, C. y Van Tongeren, O. (2007) *Data analysis in community and landscape ecology*, Cambridge University Press, New York.
- Karmaker, S., Sheikh, S., Shafiq, M. y Sharmin, R. (2022) Watershed delineation in South Bengal Ganges Delta Region of Bangladesh using satellite imagery and digital elevation model, *Arabian Journal of Geosciences*, 15.
- Kaufmann, P., Hughes, R., Paulsen, S., Peck, D., Seeliger, C., Weber, M. y Mitchell, R. (2022) Hábitat físico en arroyos y ríos contiguos de EE. UU., Parte 1: controles geoclimáticos y alteración antropogénica, *Ecológico*, Recuperado de: 10.1016/j.ecolind.2022.109046
- Kemerich, P., Martins, S., Kobiyama, M., Filho, L., Borba, W., De Sousa, E. y Fernandes, G. (2020) Análise da vulnerabilidade natural à contaminação da água subterrânea: comparativo entre a metodologia god e drastic, *Revista de Geociencias do Nordeste*, 6(2), 45-53.
- Kim, P., Leeb, J., Huh, J., Huh, E. y Kong, D. (2019) Development of benthic macroinvertebrates sediment index (BSI) for bioassessment of freshwater sediment, *International Journal of Sediment Research*, 34(4), 368-378.
- Kownacki, A. y Szarek, E. (2022) The impact of pollution on diversity and density of benthic macroinvertebrates in mountain and upland rivers, *Water*, 14 (9), 1349.
- Kumari, P. y Maiti, S. (2020) Bioassessment in the aquatic ecosystems of highly urbanized agglomeration in India: An application of physicochemical and macroinvertebrate-based índices, *Ecological indicators*, 111.
- Leaño, J. y Pérez, D. (2020) Determinación de la calidad del agua mediante el índice BMWP/Col (bioindicadores ecológicos) del río Trancas, Municipio entre Ríos – Tarija, *Acta Nova*, 9(4).

- Loskutova, O. A., Fefilova, E. B., Kondratjeva, T. A., & Baturina, M. A. (2022). Zoobenthos Communities of Thermal and Cold Karst Aquatic Ecosystems (Pymvashor Natural Landmark, Bol'shezemel'skaya Tundra). *Biology Bulletin*, 49(4), 348-358.
- Magbanua, F., Hilario, J., Salluta, J., Sedney, C. y Lit, I. (2023) Freshwater biomonitoring with macroinvertebrates in the Philippines: Towards the development of the Philippine biotic index, *Limnologica*, 102.
- Maicelo, J., Miñaño, K., Bardales, W. y Leiva, S. (2014) Inventario de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca del río Utcubamba, región Amazonas (Perú), *Indes-Ces*, DOI: 10.25127/indes.201402.004.
- Martins, I., Castro, D. M. P., Macedo, D. R., Hughes, R. M., y Callisto, M. (2021). Anthropogenic impacts influence the functional traits of Chironomidae (Diptera) assemblages in a neotropical savanna river basin. *Aquatic Ecology*, 55(3), 1081–1095
- Mason, N., Mouillot, D., Lee, W., Wilson. J. (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity, *Oikos*, 111, 112-118.
- Meza, S., Rubio, J., Dias, L. y Walteros, J. (2012) Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná, *Caldasia*, 34, 443-456.
- Mwaijengo, G., Vanschoenwinkel, B., Dube, T., Nicholas, K. y Brendonck, L. (2020) Seasonal variation in benthic macroinvertebrate assemblages and water quality in an Afrotropical river catchment, northeastern Tanzania, *Limnologica*, 82.
- Millán, A., Velasco, J., Gutiérrez, C., Arribas, P., Picazo, F., Sánchez, D. & Abellán, P. (2011). Mediterranean saline streams in southeast Spain: ¿What do we know? *Journal of Arid Environments*, 75(12), 1352–1359.
- Morelli, E. & Verdi, A. (2014) Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa en Uruguay, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(4), 1160-1170.

- Moritz, L., Schreiner, B., Nadin, G., Szöcs, E., Bundschuh, M., Battes, K., Cîmpean, M., Sures, B., Grabner, D., Buse, J. y Schäfer, R. (2022) Pesticide effects on macroinvertebrates and leaf litter decomposition in areas with traditional agricultura, *Science of the total environment*, 828.
- Narangarvuu, D., Hsu, C., Shieh, S. y Wu, F. (2014) Macroinvertebrate assemblage patterns as indicators of water quality in the Xindian Watershed, Taiwan, *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 17(3).
- Nurani, S., Abdul, H. y Jye, W. (2018) Detecting Contaminants in the Water Supply: A Review of State-of-the-Art Monitoring Technologies and Their Applications. *Sensors and actuators B: chemical*, 225(3), 2657-2689.
- Ocon, C., Siri, A., Altieri, P., y Donato, M. (2023). Functional feeding groups of Chironomidae (Diptera: Nematocera) and their spatial variation in an intermittent hill stream (Ventana stream, Buenos Aires, Argentina). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 95, e20191316.
- Ovaskainen, O., Weigel, B., Potyutko, O. y Buyvolov, Y. (2019) Long-term shifts in water quality show scale-dependent bioindicator responses across Russia – Insights from 40 year-long bioindicator monitoring program, *Ecological indicators*, 98, 476-482.
- Pallottini, M., Cappelletti, D., Fabrizi, A., Gaino, E., Goretti, E., Selvaggi, R. y Cereghino, R.(2017) Macroinvertebrate functional trait responses to chemical pollution in agricultural landscapes, *River Research and Applications*, 33(4), 505-513
- Pascual, G., Iannacone, J. y Alvariño, L. (2019) Benthic macroinvertebrates and toxicological tests for assessing water and sediment quality of the Rimac river, Lima, Peru, *Journal of veterinary research of Peru*, 30(4), 1421-1442.
- Petruzzello, A., Bonacina, L., Marazzi, F., Zaupa, S., Mezzanotte V., y Fornaroli, R. (2021). Effects of high-altitude reservoirs on the structure and function of lotic ecosystems: a case study in Italy. *Hydrobiologia* 848, 1455–1474

- Pimentel, H. F., Oyague, E., & Sánchez, E. (2022). Environmental quality assessment in central Andean Rivers: Using the ecological thresholds concept, environmental quality standards, and biotic indexes. *River Research and Applications*, 38(7), 1305-1320.
- Prat, N., Rieradevall, M. y Fortuño, P. (2012) *Metodología F.E.M. para la evaluación del estado ecológico de los ríos mediterráneos*, Barcelona: Universidad de Barcelona.
- Quinn, G. y Keough, M. (2002) *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*, Cambridge University Press, The Edinburgh Building, Cambridge, United Kingdom
- R Core Team. (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.  
<https://www.r-project.org/>
- Rascón, J., Gosgot, W., Oliva, M., Quiñones, L. y Barrena, M. (2020) Determinación de las épocas lluviosas y secas en la ciudad de Chachapoyas para el periodo de 2014-2018, *Revista de Climatología*, 20, 15-28.
- Rascón, J., Corroto, F., Leiva, D. y Gamarra, O (2021) Variaciones limnológicas espaciotemporales de un lago altoandino tropical al norte del Perú, *Ecológico Austral*, 31, 343–356, doi:10.25260/ea.21.31.2.0.1200.
- Rascón, J., Gosgot, W., Quiñones, L., Oliva, M. y Barrena, M. (2021) Dry and Wet Events in Andean Populations of Northern Peru: A Case Study of Chachapoyas, Peru, *Frontiers in environmental science*, 9.
- Rivaes, R., Feio, M., Almeida, S., Vieira, C., Calapez, A., Mortágua, A., Gebler, D., Lozanovska, I. y Aguiar, F. (2021) Multi-biologic group analysis for an ecosystem response to longitudinal river regulation gradients, *Science of The Total Environment*, 767.
- Rogeliz, C., Vigerstol, K., Galindo, P., Nogales, J., Raepple, J., Delgado, J., Piragauta, E. y Gonzáles, L. (202) WaterProof—A Web-Based System to Provide Rapid ROI Calculation and Early Indication of a Preferred Portfolio of Nature-Based Solutions in Watersheds, *Water (Switzerland)*, 14(21), 3447.
- Roldán, G. (2003) *La bioindicacion de la calidad del agua en Colombia*. Ed. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.

- Roldán, G. (2016) Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica, *Revista de la academia colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales*, 40(155).
- Ruiz-Ordóñez, D. M., Solano-Correa, Y. T., Maysels, R., & Figueroa-Casas, A. (2023). Land-Use Dynamics and Water Quality in Andean Basins. *Sustainability*, 15 (22), 15965.
- Santos, L., Neves, R., Koureicheb, C. y Brito, J. (2020) Mercury concentration in the sentinel fish species *Orthopristis ruber*: Effects of environmental and biological factors and human risk assessment, *Marine Pollution Bulletin*, 169.
- Schaffer, M., Hellmann, C., Avlyush, S. y Borchardt, D. (2019) The key role of increased fine sediment loading in shaping macroinvertebrate communities along a multiple stressor gradient in a Eurasian steppe river (Kharaa River, Mongolia), *Int. Rev. Hydrobiology*, 105 (1–2), 5-19.
- Schneider, S. y Petrin, Z. (2017) Effects of flow regime on benthic algae and macroinvertebrates - a comparison between regulated and unregulated rivers, *Sci. Total Environ.*, 579, 1059-1072.
- Schulze, S., Zahn, D., Montes, R., Rodil, R., Benito, J., Knepper, T., Reemtsma, T. y Berger, u. (2019) Occurrence of emerging persistent and mobile organic contaminants in European water samples, *Water Research*, 153, 80-90.
- Shami, A., Rawi, C., Ahmad, A., Abdul, S. y Mohd, S. (2011) Influencia de las tensiones agrícolas, industriales y antropogénicas en la distribución y diversidad de macroinvertebrados en la cuenca del río Juru, Penang, Malasia, *Ecotoxicol. Reinar. Seguro*, 74 (5), 1195 – 1202.
- Siddig, C., Siddig, A., Ellison, A., Ochs, A., Villar, C. y Lau, M. (2016) How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological indicators, *Ecological Indicators*, 60, 223-230.

- Sotelo, R., Cupul, A. y Rodriguez, A. (2014) Primer registro del género *Clunio* (Diptera: Chironomidae) asociado a las comunidades coralinas de islas Marietas, México, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1), 14-23.
- Szabó, P. y Meszéna, G. (2006) Limiting similarity revisited, *Oikos*, 112, 612-619.
- Tamaris, C., Pinilla, G. y Muñoz, I. (2018) Trophic network of aquatic macroinvertebrates along an altitudinal gradient in a Neotropical mountain river, *Revista Brasileira de Entomologia*, 62(3), 180-187.
- Tomanova, S. y Tedesco, P. (2006) Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur, *Revista de biología tropical*, 55(1), 67-81.
- Vargas, B., Gonzales, R., Rodriguez, R. y Garcés, W. (2019) Composición, diversidad y distribución de especies frutales en fincas suburbanas de Santiago de Cuba, *Revista científica de la Universidad de Cienfuegos*, 11(3), 94-105.
- Vargas-Tierras, T., Suárez-Cedillo, S., Morales-León, V., Vargas-Tierras, Y., Tinoco-Jaramillo, L., Viera-Arroyo, W., y Vásquez-Castillo, W. (2023). Ecological River Water Quality Based on Macroinvertebrates Present in the Ecuadorian Amazon. *Sustainability*, 15(7), 5790.
- Villamarín, C., Villamarín-Cortez, S., Salcido, D., Herrera-Madrid, M., y Ríos-Touma, B. (2021). Drivers of diversity and altitudinal distribution of chironomids (Diptera: Chironomidae) in the Ecuadorian Andes. *Revista de Biología Tropical*, 69(1), 113-126.
- Vivien, R., Tixer, G., Lafont, M. (2014) Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in watercourses of the Geneva area (Switzerland) and Artois-Picardie basin (France): Proposition of heavy metal toxicity thresholds, *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(2), 142-151
- Walker, D. y Fitzsimmons, K. (2019) *Surface water pollution*, Environmental and Pollution Science, <https://doi.org/10.1016/C2017-0-00480-9>.
- Wolfgang, K. y Léopold, S. (2015) *Applied multivariate statistical analysis*, Springer, Heidelberg New York Dordrecht London.

- Yang, Z., He, S., Feng, T., Lin, Y., Chen, M., Li, Q. y Chen, Q. (2023) Spatial variation in the community structure and response of benthic macroinvertebrates to multiple environmental factors in mountain rivers, *Journal of Environmental Management*, 341.
- You, Q., Yang, W., Jian, M. y Hu, Q. (2021) A comparison of metric scoring and health status classification methods to evaluate benthic macroinvertebrate-based index of biotic integrity performance in Poyang Lake wetland, *Science of the total environment*, 761.
- Zhang, Q., Yang, T., Wan X., Wang, Y. y Wang, W. (2021) Community characteristics of benthic macroinvertebrates and identification of environmental driving factors in rivers in semi-arid areas – A case study of Wei River Basin, China, *Ecological indicators*, 121, 107-153.
- Zhou, X., Xu, M., Lei, F., Zhang, J., Wang, Z y Luo, Y. (2022) Responses of macroinvertebrate assemblages to flow in the qinghai-tibet plateau: establishment and application of a multi-metric habitat suitability model, *Water Resour. Res.*, 58(5).
- Zúñiga, M. y Cardona, W. (2009) Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental, En: *Cantera, J., Carvajal, Y. y Castro, L. (Ed.). Caudal ambiental: conceptos experiencias y desafíos*. Programa Editorial de la Universidad del Valle, Cali, Colombia, 167-198.

## ANEXOS

**Anexo 1.** Valores promedio de los parámetros fisicoquímicos en las distintas épocas y las diferentes estaciones de muestreo

Estación	Época	pH	Turbidez (UNT)	Oxígeno disuelto (mg/l)	Conductividad eléctrica (µs/cm)	Temperatura (°C)
RSlor1	Húmeda	7.49	2.67	5.65	178.4	11.9
RSlor2	Húmeda	7.57	3	6.26	178.8	12.03
RSlor3	Húmeda	7.55	3	6.58	215.67	11.53
RSlor4	Húmeda	7.78	3.33	6.68	222.67	11.93
RSlor5	Húmeda	8.16	3.67	6.86	245	12.57
RSlor6	Húmeda	8.33	3.33	6.74	262.33	12.07
RSlor7	Húmeda	8.35	3.67	6.72	291.67	12.43
RSlor8	Húmeda	8.4	4.68	6.75	288	12.97
RSlor9	Húmeda	8.39	3	6.84	296.33	13.13
RSlor10	Húmeda	8.45	3.67	8.08	306.33	14.63
RSlor11	Húmeda	8.25	3.33	7.57	312.67	15.33
RSlor12	Húmeda	8.08	2.67	6.97	396	16.47
RSlor13	Húmeda	7.98	2.67	6.72	456.67	16.07
RSlor14	Húmeda	8.38	2	6.65	476.33	16.67
RSlor15	Húmeda	8.38	2.67	6.78	489	16.47
RSlor16	Húmeda	8.1	4.67	6.62	1486.67	16.23
RSlor17	Húmeda	8.25	2.33	6.53	1482.33	19.67
RSlor1	Seca	7.88	11	6.68	142.3	10.43
RSlor2	Seca	7.78	12.67	5.91	170.83	10.87
RSlor3	Seca	8.06	15.33	6.45	187.8	11.13
RSlor4	Seca	8.07	10.33	6.59	203	11.23
RSlor5	Seca	7.79	4.33	4.88	308	12.33
RSlor6	Seca	7.71	6.67	3.41	319	13.13
RSlor7	Seca	7.72	9	3.52	318.67	13.13
RSlor8	Seca	7.99	3.67	6.16	337.67	13.27
RSlor9	Seca	7.87	5.67	4.04	347	13.63
RSlor10	Seca	8.19	3	5.58	369.33	14.63
RSlor11	Seca	7.83	4	3.35	375.67	14.67
RSlor12	Seca	7.96	3.67	5.16	449.67	14.97
RSlor13	Seca	7.97	4	5.67	472.67	15.1
RSlor14	Seca	7.86	3.67	5.75	485	15.4
RSlor15	Seca	8.04	3	4.99	516.67	15.73
RSlor16	Seca	7.77	3.67	5.35	1720.33	16
RSlor17	Seca	7.77	1	5.68	1693,67	16,13



**Anexo 2.** Familias de macroinvertebrados más representativos encontrados en la cuenca del río San Lorenzo



**Fotografía 1.** Individuo de la familia Perlidae



**Fotografía 2.** Individuo de la familia Ptilodactylidae



**Fotografía 3.** Individuo de la familia Elmidae



**Fotografía 4.** Individuo de la familia Scirtidae



**Fotografía 5.** Individuo de la familia Hyalellidae



**Fotografía 6.** Individuo de la familia Baetidae



**Fotografía 7.** Individuo de la familia Leptoceridae



**Fotografía 8.** Individuo de la familia Hidropsychidae



**Fotografía 9.** Individuo de la familia Chironomidae



**Fotografía 10.** Individuo de la familia Tipulidae



**Fotografía 11.** Individuo de la familia Calamoceratidae



**Fotografía 12.** Individuo de la familia Simuliidae

**Anexo 3.** Estaciones y muestreo de macroinvertebrados en las épocas húmeda y seca en la cuenca del río San Lorenzo



**Fotografía 13:** Estación de muestreo RSlor17, en la cuenca baja del río San Lorenzo en la época húmeda



**Fotografía 14.** Estación de muestreo RSlor5, en la cuenca media del río San Lorenzo en la época seca



**Fotografía 15.** Muestreo de macroinvertebrados en la estación RSlor11, usando la red Surber, en la cuenca baja del río San Lorenzo en la época húmeda



**Fotografía 16.** Recolección de muestras de agua en la estación RSlor9, dentro la cuenca baja del río San Lorenzo en la época seca



**Fotografía 17.** Identificación preliminar de macroinvertebrados en la estación RSlor10 dentro de la cuenca baja en la época húmeda



**Fotografía 18.** Identificación preliminar de macroinvertebrados en la estación RSlor2, dentro de la cuenca alta en la época seca