

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



**FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

**TESIS PARA OBTENER
EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERA AMBIENTAL**

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO
JUCUSBAMBA TRAS SU RECORRIDO POR LOS
DISTRITOS DE LUYA Y LÁMUD ANALIZANDO
PARÁMETROS BIÓTICOS Y ABIÓTICOS**

Autora: Bach. Mileydi Milagritos Angeles Torrejón

Asesor: M. Sc. Jesús Rascón Barrios

Registro: (.....)

CHACHAPOYAS – PERÚ

2023

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



ANEXO 3-H

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): Angeles Torrejón Mileydi Milagritos
DNI N°: 72240365
Correo electrónico: 7224036572@untrm.edu.pe
Facultad: Ingeniería Civil y Ambiental
Escuela Profesional: Ingeniería Ambiental

Datos de autor 2

Apellidos y nombres (tener en cuenta las tildes): _____
DNI N°: _____
Correo electrónico: _____
Facultad: _____
Escuela Profesional: _____

2. Título de la tesis para obtener el Título Profesional

Evaluación de la calidad ecológica del río Jucusbamba tras su recorrido por los distritos de Luya y Lamud analizando parámetros bióticos y abióticos

3. Datos de asesor 1

Apellidos y nombres: H.Sc. Rascon Barrios Jesús
DNI, Pasaporte, C.E N°: 001483863
Open Research and Contributor-ORCID (<https://orcid.org/0000-0002-9670-0970>) 0000-0002-9305-7203

Datos de asesor 2

Apellidos y nombres: _____
DNI, Pasaporte, C.E N°: _____
Open Research and Contributor-ORCID (<https://orcid.org/0000-0002-9670-0970>) _____

4. Campo del conocimiento según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos- OCDE (ejemplo: Ciencias médicas, Ciencias de la Salud-Medicina básica- Inmunología)

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

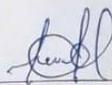
5. Originalidad del Trabajo

Con la presentación de esta ficha, el(la) autor(a) o autores(as) 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.

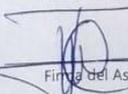
6. Autorización de publicación

El(los) titular(es) de los derechos de autor otorga 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.

Chachapoyas, 29 / noviembre / 2023


Firma del autor 1

Firma del autor 2


Firma del Asesor 1

Firma del Asesor 2

DEDICATORIA

A Dios por haberme cuidado, guiado y por darme las fuerzas en cada momento de mi vida.

A mis amados padres Juana y Antonio, por su apoyo incondicional en cada instante y por haber sido el pilar de cada una de mis metas y a mi adorada abuelita Petronila por darme siempre sus consejos y la motivación necesaria.

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios por permitirme llegar a esta etapa de mi vida y por cada una de las oportunidades y bendiciones que me concede día tras día.

A todos mis familiares, en especial a mis padres y hermana por su apoyo continuo a lo largo de mi formación académica y por acompañarme tanto en mis momentos de logro como de derrotas.

También doy gracias al M. Sc. Jesús Rascón Barrios por sus valiosas sugerencias, por su apoyo, tiempo, paciencia y comprensión durante la elaboración de la presente tesis.

Al Laboratorio de Investigación de Suelos y Aguas de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza, por las facilidades brindadas durante la ejecución de este proyecto.

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

Ph.D. Jorge Luis Maicelo Quintana

Rector

Dr. Oscar Andrés Gamarra Torres

Vicerrector Académico

Dra. María Nelly Luján Espinoza

Vicerrectora de Investigación

Ph.D. Ricardo Edmundo Campos Ramos

Decano de la Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental

VISTO BUENO DEL ASESOR DE LA TESIS



UNTRM

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

ANEXO 3-L

VISTO BUENO DEL ASESOR DE TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL

El que suscribe el presente, docente de la UNTRM (X)/Profesional externo (), hace constar que ha asesorado la realización de la Tesis titulada Evaluación de la calidad ecológica del río Jucusbamba tras su recorrido por los distritos de Luya y Lámud analizando parámetros bióticos y abióticos.; del egresado Angeles Torrejón Mileydi Milagritos de la Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de esta Casa Superior de Estudios.

El suscrito da el Visto Bueno a la Tesis mencionada, dándole pase para que sea sometida a la revisión por el Jurado Evaluador, comprometiéndose a supervisar el levantamiento de observaciones que formulen en Acta en conjunto, y estar presente en la sustentación.

Chachapoyas, 29 de noviembre de 2023

Firma y nombre completo del Asesor

JESÚS PASCO BARRIOS

JURADO EVALUADOR DE LA TESIS



M.Sc. Gino Alfredo Vergara Medina

Presidente



Mg. Jefferson Fitzgerald Reyes Farje

Secretario



Dra. Liz Marjory Stefanny Cumpa Velásquez

Vocal

CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS



ANEXO 3-Q

CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL

Los suscritos, miembros del Jurado Evaluador de la Tesis titulada:
Evaluación de la calidad ecológica del río Jucosbamba tras su recorrido por los distritos de Luya y Lamud analizando parámetros bióticos y abióticos,
presentada por el estudiante () egresado (x) Angeles Torrejón Mileydi Milagritos
de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental
con correo electrónico institucional 7224036572@untrm.edu.pe
después de revisar con el software Turnitin el contenido de la citada Tesis, acordamos:

- a) La citada Tesis tiene 16 % de similitud, según el reporte del software Turnitin que se adjunta a la presente, el que es menor (x) / igual () al 25% de similitud que es el máximo permitido en la UNTRM.
- b) La citada Tesis tiene _____ % de similitud, según el reporte del software Turnitin que se adjunta a la presente, el que es mayor al 25% de similitud que es el máximo permitido en la UNTRM, por lo que el aspirante debe revisar su Tesis para corregir la redacción de acuerdo al Informe Turnitin que se adjunta a la presente. Debe presentar al Presidente del Jurado Evaluador su Tesis corregida para nueva revisión con el software Turnitin.



Chachapoyas, 06 de noviembre del 2023

[Signature]
SECRETARIO

[Signature]
VOCAL

[Signature]
PRESIDENTE

OBSERVACIONES:
.....
.....

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS



ANEXO 3-5

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL

En la ciudad de Chachapoyas, el día 20 de Noviembre del año 2023, siendo las 4:40 horas, el aspirante: Angeles Torrejón, Mileydi Milagritos, asesorado por M.Sc. Jesús Rascoñ Barrios defiende en sesión pública presencial () / a distancia () la Tesis titulada: Evaluación de la calidad Ecológica del río Jususbamba tras su recorrido por los distritos de Luya y Lámud Analizando parámetros Bióticos y Abióticos, para obtener el Título Profesional de Ingeniera Ambiental, a ser otorgado por la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas; ante el Jurado Evaluador, constituido por:

Presidente: M.Sc. Gino Alfredo Vergara Medina

Secretario: Mg. Jefferson Fitzgerald Reyes Fariña

Vocal: Dra. Liz Marjory Stefanny Cumpa Velasquez

Procedió el aspirante a hacer la exposición de la Introducción, Material y métodos, Resultados, Discusión y Conclusiones, haciendo especial mención de sus aportaciones originales. Terminada la defensa de la Tesis presentada, 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.

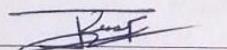
Tras la intervención de los miembros del Jurado Evaluador y las oportunas respuestas del aspirante, el Presidente abre un turno de intervenciones para los presentes en el acto de sustentación, para que formulen las cuestiones u objeciones que consideren pertinentes.

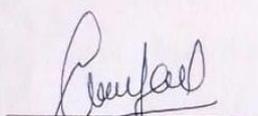
Seguidamente, a puerta cerrada, el Jurado Evaluador determinó la calificación global concedida a la sustentación de la Tesis para obtener el Título Profesional, en términos de:

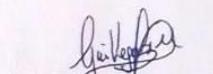
Aprobado () por Unanimidad () / Mayoría () Desaprobado ()

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 17:30 horas del mismo día y fecha, el Jurado Evaluador concluye el acto de sustentación de la Tesis para obtener el Título Profesional.


SECRETARIO


VOCAL


PRESIDENTE

OBSERVACIONES:
.....

ÍNDICE GENERAL

AUTORIZACIÓN DE PUBLICACIÓN DE LA TESIS EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL DE LA UNTRM.....	ii
DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTO	iv
AUTORIDADES DE LA UNIVERSIDAD NACIONAL TORIBIO RODRÍGUEZ DE MENDOZA	v
VISTO BUENO DEL ASESOR DE LA TESIS	vi
JURADO EVALUADOR DE LA TESIS	vii
CONSTANCIA DE ORIGINALIDAD DE LA TESIS.....	viii
ACTA DE SUSTENTACIÓN DE LA TESIS.....	ix
ÍNDICE GENERAL	x
ÍNDICE DE TABLAS	xii
ÍNDICE DE FIGURAS	xiii
RESUMEN	xiv
ABSTRACT.....	xv
I.INTRODUCCIÓN.....	16
II.MATERIAL Y MÉTODOS	19
2.1. Área de estudio.....	19
2.1. Determinación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos	21
2.2. Colecta de las muestras de agua.....	21
2.3. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos	21
2.4. Identificación de macroinvertebrados acuáticos	22
2.5. Determinación de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos	22
2.6. Determinación de la calidad ecológica	24
2.7. Análisis de datos	26

III. RESULTADOS	26
3.1. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua.....	26
3.2. Composición de macroinvertebrados acuáticos en el río Jucusbamba	27
3.3. Índices de diversidad biológica.....	32
3.4. Índices bióticos.....	33
3.5. Relación entre los índices bióticos, índices de diversidad con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.	35
3.6. Relación entre las familias de macroinvertebrados con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos	36
IV. DISCUSIÓN.....	41
4.1. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua.....	41
4.2. Macroinvertebrados acuáticos.....	42
4.3. Índices de diversidad.....	43
4.4. Índices bióticos.....	44
4.5. Relación entre los índices bióticos, índices de diversidad con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.	45
4.6. Relación entre las familias de macroinvertebrados con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.	45
V. CONCLUSIONES	47
VI. RECOMENDACIONES	48
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49
VIII. ANEXOS	63
Anexo 1. Tomas fotográficas de los puntos muestreados en la época lluviosa y época seca.....	63
Anexo 2. Hora de la colecta de agua y macroinvertebrados acuáticos en los diferentes puntos de muestreo.....	65
Anexo 3. Panel fotográfico de los macroinvertebrados registrados en los puntos de muestreo	66

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Rangos de calidad según el ABI.....	25
Tabla 2. Clases de acuerdo al IBF	26
Tabla 3. Estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua, evaluados en el río Jucusbamba durante la época lluviosa y época seca.	27
Tabla 4. Listado taxonómico general de macroinvertebrados acuáticos registrados en los puntos de muestreo durante las dos épocas (lluviosa y seca).	28
Tabla 5. Abundancia y riqueza de Macroinvertebrados en los puntos de muestreo durante la época lluviosa	30
Tabla 6. Abundancia y riqueza de Macroinvertebrados en los puntos de muestreo durante la época seca.....	31
Tabla 7. Valores de los índices de diversidad de macroinvertebrados	32
Tabla 8. Valores del Índice Biótico Andino para los puntos de muestreo del río Jucusbamba durante la época lluviosa y época seca.....	33
Tabla 9. Valores del Índice Biótico de Familia para los puntos de muestreo del río Jucusbamba durante la época lluviosa y época seca.....	34

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo	19
Figura 2. Abundancia de macroinvertebrados acuáticos por época de muestreo.	29
Figura 3. Matriz de correlación de los índices bióticos y de diversidad con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para la época lluviosa.	35
Figura 4. Matriz de correlación de los índices bióticos y de diversidad con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para la época seca.	36
Figura 5. Análisis de correspondencia canónica para la época lluviosa	38
Figura 6. Análisis de correspondencia canónica para la época seca	40

RESUMEN

El río Jucusbamba se localiza en el nororiente peruano, el cual atraviesa dos poblaciones, las cuales usan esas aguas para actividades agropecuarias, sin embargo, estas generan residuos que son devueltos al río, el cual adicionalmente es afectado por las descargas de aguas residuales domésticas. El objetivo del presente estudio fue evaluar la calidad ecológica de este sistema lótico, analizando parámetros bióticos y abióticos durante dos épocas, lluviosa y seca. Se establecieron 6 puntos de muestreo en los que se analizaron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Simultáneamente, se realizó un muestreo cuantitativo de macroinvertebrados en los mismos puntos, para evaluar su diversidad mediante los índices de Shannon, Margalef y Simpson. Finalmente, para determinar la calidad ecológica del río mediante el uso de macroinvertebrados, se calculó el índice biótico andino (ABI) y el índice biótico de Familia (IBF). Se obtuvieron concentraciones más altas de DBO5, Sólidos totales disueltos y conductividad eléctrica en la época seca, mientras que en la época lluviosa fueron pH, oxígeno disuelto y turbidez. Se colectaron un total de 12548 individuos, pertenecientes a 6 clases, 11 órdenes y 26 familias. La mayor riqueza de familias de macroinvertebrados se encontró en los puntos 1 y 2, predominando individuos de Trichoptera, Ephemeroptera y Plecoptera. De acuerdo al ABI e IBF los puntos que presentaron mejor calidad de agua fueron 1 y 2, sin embargo, para los puntos restantes la calidad disminuyó producto de las presiones antrópicas. Se concluyó que el IBF es el que mejor representa la calidad del río Jucusbamba.

Palabras claves: Macroinvertebrados, diversidad, calidad ecológica, ABI, IBF

ABSTRACT

The Jucusbamba river is located in northeastern Peru, which crosses two towns, which use these waters for agricultural activities; however, they generate waste that is returned to the river, which is additionally affected by domestic wastewater discharges. The objective of the present study was to evaluate the ecological quality of this lotic system, analyzing biotic and abiotic parameters during two seasons, rainy and dry. Six sampling points were established in which physicochemical and microbiological parameters were analyzed. Simultaneously, a quantitative sampling of macroinvertebrates was carried out at the same points, to evaluate their diversity using the Shannon, Margalef and Simpson indices. Finally, to determine the ecological quality of the river through the use of macroinvertebrates, the Andean biotic index (ABI) and the Family biotic index (IBF) were calculated. Higher concentrations of BOD₅, total dissolved solids and electrical conductivity were obtained in the dry season, while in the rainy season they were pH, dissolved oxygen and turbidity. A total of 12,548 individuals were collected, belonging to 6 classes, 11 orders and 26 families. The greatest richness of macroinvertebrate families was found in points 1 and 2, with individuals from Trichoptera, Ephemeroptera and Plecoptera predominating. According to the ABI and IBF, the points that presented the best water quality were 1 and 2, however, for the remaining points the quality decreased as a result of anthropogenic pressures. It was concluded that the IBF is the one that best represents the quality of the Jucusbamba river.

Keywords: macroinvertebrates, diversity, ecological quality, ABI, IBF

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación de las aguas continentales, tanto superficiales como subterráneas naturales, ha aumentado a lo largo de los últimos años. Procesos como el crecimiento demográfico, el avance acelerado de la urbanización e industrialización han acarreado que los cuerpos de agua reciban mayores cantidades de residuos sólidos, descargas de efluentes industriales o desechos domésticos entre otros (Guadie et al., 2021; Haghazari et al., 2021). Esto ocasiona un deterioro en la calidad del agua, afectando negativamente la biota acuática y perturbando los ecosistemas acuáticos (Daoud et al., 2020). Del mismo modo, ponen en peligro la salud de las personas y de la vida dependiente de los cuerpos de agua (Wear et al., 2021). Estas crecientes amenazas están llevando que los recursos hídricos se agoten, afectando principalmente a las personas con menores recursos económicos (Tahmineh et al., 2021).

La falta del tratamiento de las aguas residuales es uno de los principales problemas relacionados con el agua, a nivel mundial. Se calcula que alrededor del 80% de las aguas residuales se vierten directamente, sin ningún tipo de tratamiento, contaminando ríos, lagos y zonas costeras (UNESCO, 2017). Por ejemplo, en varios países del Sudeste Asiático, Europa Central y Medio Oriente, la mayoría de los recursos hídricos presentan alta contaminación, debido a elevados contenidos de nitrógeno amoniacal y sólidos en suspensión, otorgados a la descarga de aguas residuales sin tratar (Ariffin et al., 2015; Kaiser & Lerch, 2022). De igual manera, muchos países del continente americano no son ajenos a esta realidad, tal es el caso del río Matanza-Riachuelo en Argentina, lago Titicaca en Perú y entre otros más (Casares & Cabo, 2018; Quispe et al., 2021). El vertimiento de las aguas residuales no tratadas en los cuerpos hídricos genera un alto índice de contaminación y trae consigo un impacto negativo a la flora y fauna (Baquerizo et al., 2019). Esto se manifiesta en una reducción del oxígeno debido a la alta carga de materia orgánica, lo que provoca la desaparición de especies acuáticas. De igual manera, parámetros como turbidez, olor o color también se ven directamente influenciados (Barile, 2018).

Las aguas residuales alojan una gran cantidad de patógenos, como es *Escherichia coli*, que ocasionan problemas gastrointestinales, como diarrea o vómitos (Cui et al., 2019). Igualmente, presentan altos niveles de nutrientes como nitratos y fosfatos, compuestos que ayudan a la eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Reopanichkul et al., 2009;

Lachs et al., 2019;). Una forma eficiente para evaluar la salud de las comunidades de vida silvestre, en relación a la contaminación, es mediante el uso de macroinvertebrados, que comprenden una diversa gama de clases, desde gusanos hasta insectos, crustáceos y moluscos (Johnson et al., 2019a). El uso de macroinvertebrados ofrece una serie de ventajas, como su capacidad para vivir en una gran variedad de microhábitats, baja movilidad, fáciles de recolectar y su sensibilidad a las perturbaciones ambientales (Yan et al., 2020; Erasmus et al., 2021). Tienen una gran importancia dentro de la cadena trófica de los ecosistemas acuáticos, al reciclar nutrientes y minerales o descomponer la materia orgánica (Mangadze et al., 2019). Todas estas virtudes mencionadas, son claves al momento de determinar la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos. A inicios del siglo XX, se determinó que la presencia de ciertos macroinvertebrados, dependía del grado de materia orgánica en descomposición (Johnson et al., 2019b). Los tramos de ríos receptores de aguas residuales, estaban dominados por familias como *Chironomidae* y Ordenes como *Oligochaeta*, debido a que pueden sobrevivir con bajos niveles de oxígeno y elevada concentración de amoníaco (Johnson et al., 2019a).

La evaluación biológica de los ríos es un método contrastado para determinar la salud de un ecosistema acuático (Malherbe et al., 2010; Zhao et al., 2019; Erasmus et al., 2021). Se desarrolla mediante índices bióticos, que se fundamentan en la presencia o ausencia de organismos (Roldán, 2016). A través de estos índices se obtiene un valor numérico, el cual indica las condiciones de calidad del medio, pero no la concentración de los contaminantes existentes (El Kateb et al., 2020). Los índices bióticos pueden ofrecer ciertas deficiencias, dado que su eficacia varía conforme al área de aplicación y a las perturbaciones que se hallen en ésta (Hutton et al., 2015; Mulik et al., 2017). En zonas altoandinas, donde hay una marcada estacionalidad de las precipitaciones, han aumentado el número de investigaciones con macroinvertebrados, usando índices como BMWP/col (Biological Monitoring Working Party), el EPT (Ephemeroptera - Plecoptera - Trichoptera) y el ABI (Índice biótico andino) (Huamán, 2016; Alomía et al., 2017; Corroto et al, 2018; Balmaceda-Lozada, 2019). En la región nororiental del Perú existen diversos estudios de evaluación biológica, por ejemplo, en la microcuenca Atuén (Leymebamba) y río Ventilla (Chachapoyas), emplearon el índice BMWP/col para determinar la calidad del agua durante dos épocas de muestreo (lluviosa y seca), dando como resultado aguas ligeramente contaminadas. También encontraron que los macroinvertebrados varían tanto en espacio y tiempo debido a los factores ambientales

(Leiva, 2017; Vela, 2018). Asimismo, en la cuenca del río Utcubamba evaluaron la situación ecológica del agua a través de 43 estaciones de muestreo en los períodos 2014 y 2015 (Gamarra et al., 2018a). En esta misma cuenca determinaron la diversidad de macroinvertebrados acuáticos, que en la actualidad sirve como base de información para estudios (Gamarra et al., 2018b).

El objetivo principal de la presente investigación es evaluar la calidad ecológica del río Jucusbamba tras su recorrido por los distritos de Luya y Lámud, dos localidades altoandinas del nororiente peruano. Para ello se analizaron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua del río Jucusbamba. Asimismo, se usaron macroinvertebrados bentónicos, para determinar la diversidad y la calidad ecológica dentro del río Jucusbamba mediante la aplicación de índices de diversidad e índices bióticos.

II. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La investigación se desarrolló en el río Jucusbamba tras su recorrido por las localidades de Luya y Lámud, región Amazonas. Dicha área presenta una temperatura al año promedio de 18° C, con precipitación media anual de 1200 a 1800 mm (Villar et al., 2008). Este río en su recorrido por las localidades de Luya y Lámud sirve como fuente de agua para regadío y bebida de animales, así como para actividades de pesca. Los pobladores de estas localidades descargan sus aguas residuales domésticas sin tratamiento alguno y desarrollan actividades agrícolas y ganaderas cerca de las riberas (Figura 1). Ambas localidades conforman un total de 6490 habitantes (INEI, 2017).

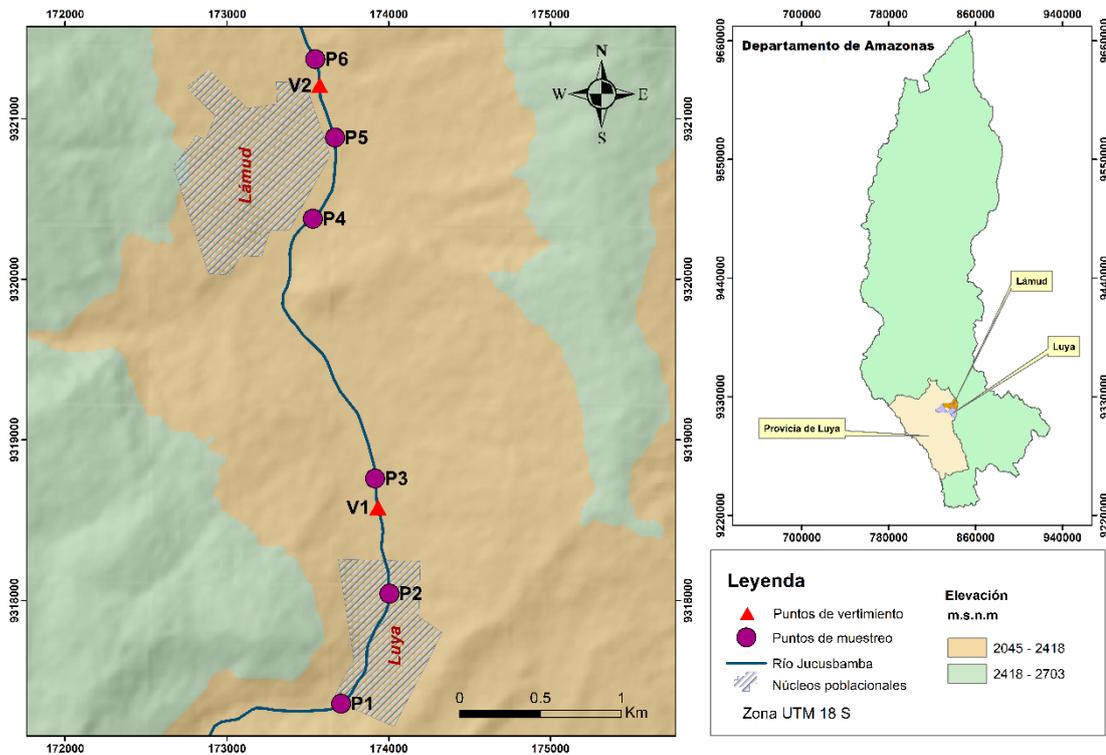


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo

Se establecieron 6 puntos de muestreo, donde se muestrearon el agua y los macroinvertebrados en dos épocas, lluviosa y seca. Esto se debe, a que en las zonas andinas la estacionalidad, viene marcada por el régimen de lluvias (Rascón et al, 2021). Para la selección de los puntos de muestreo se tuvo en cuenta la accesibilidad a la zona, así como, el hecho que deben estar situados a cierta distancia de zonas de influencia antrópica, con el fin de garantizar una eficacia en el muestreo; es decir evitar que dichas

zonas tengan efectos demasiados puntuales y alteren las condiciones de las muestras (Prat et al., 2012).

En cuanto a los puntos de muestreo, el punto 1 se ubicó en la localidad de Luya y se caracterizó por presentar menor presión antrópica, debido a las pocas viviendas que existen a su alrededor, más arriba de este punto hay actividad agrícola y ganadera. El punto 2, de igual manera, presenta menor afectación antrópica y se ubica en la localidad de Luya; a su alrededor se sitúan viviendas y se logró observar la presencia de desechos sólidos, tales como bolsas, sacos, botellas, entre otros. En cuanto al punto 3 se ubica en las afueras de Luya y se encuentra después de la descarga de aguas residuales domésticas, de igual manera cerca de la ribera se evidenció la crianza de cerdos. En lo que respecta al punto 4 se sitúa en la localidad de Lámud; en este punto se evidenció desechos sólidos y terrenos cercanos con sembríos de maíz y plantas frutales, así como el desarrollo de actividades ganaderas. En el punto 5, ubicado en Lámud, se observó residuos sólidos y se encontró intervenido por el desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas. En esta parte se observó la utilización del agua como fuente de bebida para los animales. Finalmente, el punto 6, ubicado en Lámud, se encuentra después de la descarga de aguas residuales domésticas y existe la presencia de actividades ganaderas a su alrededor, así como un criadero de gallinas. Los puntos de muestreo están en un rango de altitud entre los 2030 y los 2330 msnm.

2.2. Determinación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

Los parámetros fisicoquímicos evaluados fueron: temperatura que se realizó con la ayuda de un termómetro digital Traceable, turbidez se determinó con un turbidímetro portátil, marca HACH, modelo 2100Q y otros parámetros como el pH, oxígeno disuelto (OD), conductividad eléctrica (CE), Sólidos disueltos totales (TDS) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) se determinó mediante un equipo multiparamétrico marca WTW, modelo 3620 IDS. En la parte microbiológica se analizó coliformes fecales (CF) mediante la técnica del número más probable (NMP). Para realizar el análisis tanto de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos se siguieron los métodos estandarizados por APHA, AWWA y WEF (2017).

2.3. Colecta de las muestras de agua

Las muestras de agua fueron del tipo simple y se colectaron durante los meses de marzo – abril de 2022 para la época lluviosa y durante los meses de setiembre – octubre de 2022 para época seca. Se recolectaron tres muestras de agua por punto de muestreo. La hora del muestreo en los diferentes puntos se muestra en el anexo 3. Para tomar las muestras se tuvo en consideración los criterios y lineamientos de planeación, desarrollo y control de la calidad del muestreo señalados en el protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales establecido por la Autoridad Nacional del Agua (ANA, 2016). Una vez colectadas todas las muestras, se trasladaron a 4°C al laboratorio de suelos y aguas de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza (LABISAG), para su posterior análisis.

2.4. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos

La colecta de los macroinvertebrados acuáticos se realizó en forma paralela a la recolección de las muestras de agua. Para ello, lo primero que se hizo fue seleccionar en cada punto de muestreo un tramo de aproximadamente 100 metros sobre el cauce principal del río, donde se identificaron los microhábitats presentes, como hojarascas, vegetación acuática, grava, macrofitas flotantes, rocas, arena, entre otros (Prat et al., 2012). Una vez localizados los diferentes microhábitats se realizó el muestreo de macroinvertebrados utilizando una red surber de 30 x 30 cm (900 cm²), con un poro de malla de 250 µm. La red se colocó sobre el fondo del río, a contracorriente, y con la mano

se removió el sustrato que se encuentra dentro del área de la red, permitiendo así que el material extraído quede atrapado en la malla. Esta operación se repitió 3 veces por cada microhábitat y se comenzó desde aguas abajo hacia aguas arriba con la finalidad de no generar perturbación.

El sedimento atrapado por la red se guardó en bolsas de plástico con alcohol al 70% para su conservación y se trasladó al Laboratorio de suelos y aguas de la Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza, para su posterior limpieza, separación y conteo de los macroinvertebrados.

2.5. Identificación de macroinvertebrados acuáticos

Primero se limpiaron los macroinvertebrados del sedimento. Seguidamente con la ayuda unas pinzas entomológicas se separaron los especímenes y se colocaron en frascos herméticos con alcohol de 70% para su preservación. Luego se procedió a hacer la identificación a nivel de familia de los organismos utilizando un estereoscopio marca Carl Zeiss, modelo Stemi DV4, así como la clave taxonómica de Domínguez y Fernández (2009), y la guía de Gamarra et al. (2018b). Posteriormente, los individuos de cada familia encontrados en los distintos puntos, fueron colocados en frascos herméticos con alcohol de 70%, para su preservación y depositados en el museo de macroinvertebrados acuáticos del LABISAG.

2.6. Determinación de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos

2.6.1. Índices de Diversidad

Son expresiones matemáticas que determinan la diversidad existente en una comunidad teniendo en cuenta el número de especies, la cantidad de individuos por cada especie y su distribución (Manzanilla et al., 2020). La suposición del planteamiento de diversidad consiste en que ambientes sin perturbación presentan alta riqueza de especies, uniformidad y baja abundancia de individuos (Herrera, 2019). Todo lo contrario, ocurre en ambientes contaminados, donde se da el descenso de la diversidad con la pérdida de organismos sensibles y el aumento de los que sí son tolerantes (Guzmán, 2021).

Para medir la diversidad existen tres niveles: la diversidad alfa, beta y gamma (Núñez et al., 2022). La primera de ellas trata sobre la riqueza de especies de un punto o sitio en particular, la segunda es el grado de cambio en la composición de especies entre distintas comunidades y la última engloba los tipos de diversidad antes mencionadas (Baselga & Rodríguez, 2019).

A continuación, se muestra los índices utilizados para estimar la diversidad alfa:

✓ **Índice de Shannon-Wiener (H')**

Es el índice de diversidad más usado, se emplea principalmente en estudios para medir la diversidad biológica de cualquier ecosistema, desde la década de los 50 (Patten, 1959; Strong, 2016). Este índice muestra la heterogeneidad de una comunidad basándose en factores tales como el número de especies y su abundancia (Pla, 2006). La diversidad máxima se logra cuando todas las especies se encuentran igualmente presentes (Godoy & Peláez, 2020). Valores del índice que se encuentran por encima de 3 indican una alta diversidad, mientras que, valores inferiores a 2 indican una baja diversidad (Herrera, 2019).

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Donde:

H' = índice de Shannon-Wiener

p_i = abundancia relativa de la especie i

\ln = logaritmo natural

✓ **Índice de Margalef (D_{Mg})**

Determina la diversidad de una comunidad basándose en el número de especies y la cantidad total de individuos (Cárdenas-Castro et al., 2018, Manzanilla et al., 2020). Valores menores a 2 significan baja diversidad, mientras que mayores a 5 indican zonas con diversidad alta (Campo & Duval, 2014).

Este índice fue desarrollado por Ramón Margalef en la década de 1950 (Manosso et al., 2021). La ecuación para su cálculo es la siguiente:

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\ln(N)}$$

Donde:

D_{Mg} = índice de Margalef

s = cantidad de especies presentes

ln = logaritmo natural

N = Total de individuos

✓ Índice de Simpson (D)

Mide la posibilidad de que al elegir al azar 2 individuos, éstos correspondan a la misma especie (Salmerón et al., 2017). El valor de este índice se encuentra entre 0 y 1. Cuanto más cercano sea a 0 indica menor dominancia y más cercano a 1 indica lo contrario (Medrano et al., 2017; Salmerón et al., 2017). La ecuación para su cálculo es la siguiente:

$$D = \sum p_i^2$$

Donde:

D = índice de Simpson

p_i = abundancia relativa de la especie i

2.7. Determinación de la calidad ecológica

✓ Índice Biótico Andino (ABI)

Este índice fue planteado por Acosta et al. (2009), basándose en el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), para evaluar la calidad biológica de ríos altoandinos situados a una altitud entre los 2000 y 4000 m.s.n.m. (Villamarín et al., 2013; Alomía et al., 2017; Rodríguez-Castillo et al., 2021). Se basa en los niveles de tolerancia que presenta una familia de macroinvertebrados acuáticos frente a la contaminación, asignándoles un puntaje que va de 1 a 10, en el que 1 significa una mayor tolerancia o resistencia a la perturbación y 10 una mayor sensibilidad a la perturbación (Acosta et al., 2009). El puntaje total del ABI se obtiene sumando los puntajes de las familias halladas en las muestras de cada punto de muestreo, para después establecer la calidad del agua según los rangos establecidos para este índice (Pumasupa et al., 2021) (Tabla 1). Es muy

eficaz para averiguar el deterioro de los ríos altoandinos de Perú y Ecuador, principalmente a causa de la contaminación orgánica (Ríos-Touma et al., 2014).

Tabla 1

Rangos de calidad según el ABI

Nivel de calidad	Rango	Color
Muy bueno	>74	
Bueno	45-74	
Moderado	27-44	
Malo	11-26	
Pésimo	<11	

Fuente: Acosta et al. (2009)

✓ **Índice Biótico de Familias (IBF)**

Propuesto por Hilsenhoff (1988), quién asignó un valor a los grupos taxonómicos, en función a la sensibilidad que presentan ante la contaminación orgánica en un intervalo de 0 a 10, en donde a los taxones intolerantes les corresponde bajos puntajes, en cambio los taxones que pueden tolerar la contaminación son calificados con altos puntajes (Gutiérrez- Fonseca & Ramírez, 2016). Este índice se emplea con frecuencia en ríos de alta montaña para analizar la calidad del agua (Figueroa et al., 2003; Cortes et al., 2013; Cárdenas-Castro et al., 2018). Para calcularlo se realizará la siguiente ecuación:

$$IBF = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i * T_i)}{\sum_{i=1}^n n_i}$$

Donde:

IBF: Índice Biótico de Familias

X_i : Representa la cantidad de individuos de la familia i .

T_i : Representa el valor de tolerancia de la familia i .

n_i : Total de individuos.

El puntaje obtenido con la ecuación, se asocia a una clase de calidad de agua, indicando el grado de contaminación (Tabla 2).

Tabla 2*Clases de acuerdo al IBF*

Valor	Color	Calidad agua	Grado contaminación orgánica
0.00-3.75		Excelente	Agua limpia. Contaminación orgánica baja probable
3.76-4.25		Muy buena	Contaminación orgánica leve
4.26-5.00		Buena	Algo de contaminación orgánica
5.01-5.75		Regular	Contaminación orgánica presente
5.76-6.50		Regular pobre	Contaminación orgánica alta
6.51-7.25		Pobre	Contaminación orgánica fuerte
7.26-10.00		Muy pobre	Severa contaminación orgánica

Fuente: Hilsenhoff (1988)

2.8. Análisis de datos

Se hizo un análisis exploratorio, utilizando como medida de tendencia central a la media y como medidas de dispersión a la desviación estándar y coeficiente de variación, para cada parámetro ambiental, esto con la finalidad de evaluar la variabilidad existente en los datos. Asimismo, se realizó un análisis de correlación de Spearman para examinar el grado de asociación entre los parámetros ambientales y los índices bióticos y de diversidad, mediante el programa R versión 4.2.2. Por último, se aplicó un Análisis de correspondencia Canónica (ACC) para determinar la relación entre los parámetros ambientales y la abundancia de individuos de cada familia de macroinvertebrados acuáticos, con la ayuda del programa Past versión 4.04. El ACC es el método más generalizado de las técnicas estadísticas multivariantes. Permite estudiar las correlaciones entre dos conjuntos de variables cuantitativas observadas sobre el mismo conjunto de individuos, mediante combinaciones lineales de las variables originales, permitiendo reducir la dimensionalidad (Badii et al, 2007).

III. RESULTADOS

3.1. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua

La temperatura mostró un comportamiento similar entre ambas épocas, cuyos valores se ubicaron entre 13.6 y 16.6 °C con una media de 15.37 tanto en la época lluviosa, como en la época seca. Sus coeficientes de variación mostraron baja variabilidad entre los datos. Por su parte el pH, oxígeno disuelto y turbidez presentaron valores relativamente mayores

en la época lluviosa, con medias de 7.96, 8.03 y 42.5 respectivamente, de igual modo presentaron bajos coeficientes de variación y por tanto una baja dispersión entre los datos. Contrariamente la conductividad eléctrica, sólidos totales disueltos y la DBO5 presentaron valores más altos en la época seca, cuyas medias fueron 245.22 para los dos primeros parámetros y 4.83 para el último. Finalmente, los coliformes fecales mostraron concentraciones elevadas durante ambas épocas y sus coeficientes de variación indicaron alta variabilidad (Tabla 3).

Tabla 3

Estadísticos descriptivos de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua, evaluados en el río Jucusbamba durante la época lluviosa y época seca.

Parámetro	Época	Mínimo	Máximo	Media	Desviación estándar	Coefficiente variación
Temperatura (°C)	Ll	14.7	16.3	15.37	0.71	4.61
	Se	13.6	16.6	15.37	1.39	9.05
pH	Ll	6.6	8.29	7.96	0.67	8.42
	Se	8.07	8.24	7.86	0.31	3.93
Oxígeno disuelto (mg/L)	Ll	7.55	8.4	8.03	0.3	3.74
	Se	7.12	8.75	7.89	0.61	7.69
Conductividad Eléctrica (µS/cm)	Ll	211	244	227.67	14.28	6.27
	Se	216	271.33	245.22	22.81	9.3
Turbidez (UNT)	Ll	24	97	42.5	27.22	64.05
	Se	9	42	21.83	15.84	72.56
Sólidos Totales Disueltos (mg/L)	Ll	119.9	244	210.65	46.82	22.23
	Se	216	273	245.22	22.81	9.3
DBO5 (mg/L)	Ll	0.47	3.72	2.28	1.33	58.28
	Se	3.56	8.12	4.83	1.72	35.61
Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	Ll	327.2	107875	38111.62	42742.88	112.15
	Se	684.4	77301.1	28827.9	37791.42	131.09

Ll: Lluviosa Se: Seca

3.2. Composición de macroinvertebrados acuáticos en el río Jucusbamba

Se colectaron un total de 12548 individuos, pertenecientes a 6 clases, 11 órdenes y 26 familias de macroinvertebrados acuáticos en el río Jucusbamba. Los órdenes con mayor riqueza de familias fueron Trichoptera (8), Diptera (5) y Ephemeroptera (3) (Tabla 4). La mayor cantidad de individuos se registró en la época seca, donde predominó las familias Simuliidae y Hyalellidae, mientras que en la época lluviosa tuvo mejor representación la familia Leptoceridae (Figura 2).

Tabla 4

Listado taxonómico general de macroinvertebrados acuáticos registrados en los puntos de muestreo durante las dos épocas (lluviosa y seca).

Clase	Orden	Familia
Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae
		Hydropsychidae
		Leptoceridae
		Calamoceratidae
		Glossosomatidae
		Xiphocentronidae
		Polycentropodidae
		Helicopsychidae
		Diptera
	Simuliidae	
	Ceratopogonidae	
	Tipulidae	
	Tabanidae	
	Plecoptera	
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae
		Baetidae
		Leptohephidae
	Coleoptera	Elmidae
		Ptilodactylidae
Hemiptera	Veliidae	
Turbellaria	Seriata	Planariidae
Oligochaeta		
Gastropoda	Basommatophora	Physidae
		Planorbidae
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae
Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae

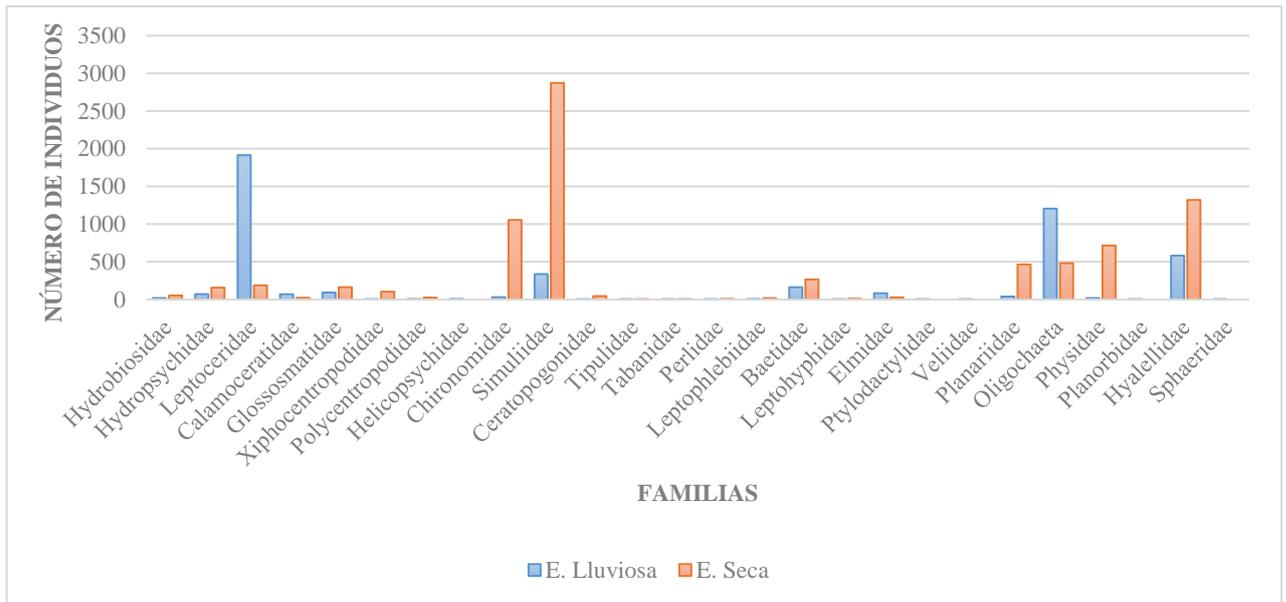


Figura 2. Abundancia de macroinvertebrados acuáticos por época de muestreo.

Durante la época lluviosa, se recolectaron un total de 4547 individuos, distribuidos en 26 familias. El punto 1 y el punto 2 presentan mayor riqueza de familias predominando Leptoceridae. Este comportamiento varía en el punto 3 y punto 4, donde los más abundantes fueron los individuos de la clase Oligochaeta. En el punto 5 se encontró la menor abundancia de individuos, con mayor representación de las familias Glossosomatidae y Simuliidae con 54 individuos cada una. Finalmente, en el punto 6 se obtuvo 10 familias en total, donde la clase Oligochaeta registró la mayor cantidad de individuos (Tabla 5).

Tabla 5

Abundancia y riqueza de Macroinvertebrados en los puntos de muestreo durante la época lluviosa

Clase	Orden	Familia	P1	P2	P3	P4	P5	P6	
Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	7	4	4	1	1	-	
		Hydropsychidae	13	27	27	1	1	2	
		Leptoceridae	603	1214	6	4	-	1	
		Calamoceratidae	29	40	1	-	-	-	
		Glossosomatidae	-	1	-	8	54	29	
		Xiphocentronidae	-	4	-	-	-	-	
		Polycentropodidae	1	1	-	3	-	1	
		Helicopsychidae	3	1	3	-	-	-	
	Diptera	Chironomidae	2	6	2	3	4	14	
		Simuliidae	9	8	-	93	54	173	
		Ceratopogonidae	2	-	-	-	-	-	
		Tipulidae	2	1	-	-	-	-	
		Tabanidae	-	-	1	-	-	-	
		Plecoptera	Perlidae	1	-	-	-	-	-
			Leptophlebiidae	2	1	-	-	-	-
		Ephemeroptera	Baetidae	85	24	5	13	21	7
			Leptohyphidae	-	2	-	-	-	-
		Coleoptera	Elmidae	36	35	3	4	2	-
			Ptilodactylidae	1	-	-	-	1	-
		Hemiptera	Veliidae	2	-	-	-	-	-
Turbellaria	Seriata	Planariidae	-	1	-	38	-	-	
Oligochaeta			30	23	181	155	25	778	
Gastropoda	Basommatophora	Physidae	1	1	4	4	-	9	
		Planorbidae	-	1	-	-	-	-	
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	301	199	5	54	5	17	
Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae	-	-	-	-	1	-	
ABUNDANCIA			1130	1594	242	381	169	1031	
RIQUEZA			19	20	12	13	11	10	

Durante la época seca se encontró un total de 8001 individuos, pertenecientes a 21 familias de macroinvertebrados. Los puntos 1 y 2 presentan mayor riqueza de familias, predominando Simuliidae. De igual manera esta familia fue la más representativa en los puntos 3 y 4, sin embargo, en los puntos 5 y 6 fueron Hyalellidae y Chironomidae respectivamente (Tabla 6).

Tabla 6

Abundancia y riqueza de Macroinvertebrados en los puntos de muestreo durante la época seca

Clase	Orden	Familia	P1	P2	P3	P4	P5	P6	
Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	42	6	1	2	2	-	
		Hydropsychidae	45	78	4	16	13	1	
		Leptoceridae	70	61	4	15	28	10	
		Calamoceratidae	7	6	1	6	3	-	
		Glossosomatidae	10	33	5	10	79	26	
		Xiphocentronidae	97	7	-	-	-	-	
		Polycentropodidae	-	25	-	-	-	-	
	Diptera	Chironomidae	68	79	276	35	91	506	
		Simuliidae	133	390	954	550	536	310	
		Ceratopogonidae	27	4	3	4	3	4	
		Tipulidae	1	-	-	-	-	-	
		Tabanidae	1	1	-	-	-	-	
		Plecoptera	Perlidae	4	4	-	-	-	-
			Leptophlebiidae	6	12	-	-	-	-
		Ephemeroptera	Baetidae	62	36	10	102	47	9
Leptohiphidae	7		3	-	-	-	-		
Coleoptera	Elmidae	17	6	3	-	1	1		
Turbellaria	Seriata	Planariidae	20	39	1	166	137	102	
Oligochaeta			31	107	78	60	186	19	
Gastropoda	Basommatophora	Physidae	30	29	67	187	192	211	
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	61	8	-	455	618	178	
ABUNDANCIA			739	934	1407	1608	1936	1377	
RIQUEZA			20	20	13	13	14	12	

3.3. Índices de diversidad biológica

En la época lluviosa, el índice de Shannon presentó baja diversidad en todos los puntos de muestreo. Por su lado, el índice de Simpson mostró mayor dominancia en los puntos 2, 3 y 6, siendo el primero de estos dominado por la familia Leptoceridae, mientras que los otros puntos estuvieron mejor representados por Oligochaeta. En lo que se refiere al índice de Margalef los puntos 1 y 2, presentaron mayor diversidad de macroinvertebrados (Tabla 7).

En la época seca, el índice de Shannon y el índice de Margalef presentaron mayor diversidad en los puntos 1 y 2. En lo concerniente al índice de Simpson la mayor dominancia se encontró en el punto 3 por parte de la familia Simuliidae (Tabla 7).

Tabla 7

Valores de los índices de diversidad de macroinvertebrados

Punto	Época	Índice de Shannon - Wiener ('H)	Índice de Simpson (D)	Índice de Margalef (DMg)
P1	Ll	1.40	0.36	2.56
	Se	2.56	0.094	2.88
P2	Ll	0.95	0.59	2.58
	Se	2.09	0.21	2.78
P3	Ll	1.04	0.57	2.004
	Se	1.02	0.50	1.66
P4	Ll	1.66	0.26	2.02
	Se	1.75	0.23	1.63
P5	Ll	1.64	0.24	1.95
	Se	1.85	0.21	1.72
P6	Ll	0.84	0.59	1.29
	Se	1.68	0.23	1.52

Ll: Lluviosa Se: Seca

3.4. Índices bióticos

3.4.1. Índice Biótico Andino

En la Tabla 8 se muestra los valores encontrados para cada punto de muestreo. Se logró encontrar que los puntos muestreados en ambas épocas presentan un estado ecológico de bueno a muy bueno. Se observa que tanto el punto 1 como el punto 2, obtuvieron los mayores valores del índice ABI, encontrándose así en el rango de calidad de agua muy buena. Por otro lado, las puntuaciones más bajas la obtuvieron los puntos 3, 4, 5 y 6 asociadas a una calidad buena.

Tabla 8

Valores del Índice Biótico Andino para los puntos de muestreo del río Jucusbamba durante la época lluviosa y época seca.

Punto	Época	Puntuación	Calidad
P1	Ll	114	Muy buena
	Se	117	
P2	Ll	119	Muy buena
	Se	120	
P3	Ll	66	Buena
	Se	67	
P4	Ll	67	Buena
	Se	64	
P5	Ll	51	Buena
	Se	73	
P6	Ll	49	Buena
	Se	55	

Ll: Lluviosa Se: Seca

3.4.2. Índice Biótico de familias

Tanto en la época lluviosa y época seca, los puntos 1 y 2 tuvieron una buena calidad de agua, esta situación cambia para el punto 3, donde la calidad es pobre. Posteriormente en los puntos 4 y 5 la calidad del agua mejora levemente, pero en el último punto la situación se empeora, puesto que tiene aguas más pobres (Tabla 9).

Tabla 9

Valores del Índice Biótico de Familia para los puntos de muestreo del río Jucusbamba durante la época lluviosa y época seca.

Punto	Época	Puntuación	Calidad
P1	Ll	3.147	Excelente
	Se	4.555	Muy buena
P2	Ll	2.525	Excelente
	Se	5.297	Regular
P3	Ll	7.847	Muy pobre
	Se	5.839	Regular pobre
P4	Ll	6.459	Regular pobre
	Se	5.167	Regular
P5	Ll	5.112	Regular
	Se	5.294	Pobre
P6	Ll	8.005	Muy pobre
	Se	6.285	Pobre

Ll: Lluviosa Se: Seca

3.5. Relación entre los índices bióticos, índices de diversidad con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

En la época lluviosa el ABI presentó una correlación alta con la temperatura (-0.75), pH (0.77) y DBO5(-0.83); de manera similar el IBF se correlacionó fuertemente con el pH (-0.71), pero, moderadamente con la temperatura (0.67) y DBO5 (0.6). Por otro lado, el índice de Shannon tuvo una correlación alta los TDS (0.84) y con la CE (0.71), en cambio el índice de Margalef se correlacionó con el pH (0.77), temperatura (-0.75) y DBO5 (-0.83); por último, el índice de Simpson presentó una correlación inversamente proporcional con los TDS (-0.75) y con el OD (-0.77) (Figura 3).

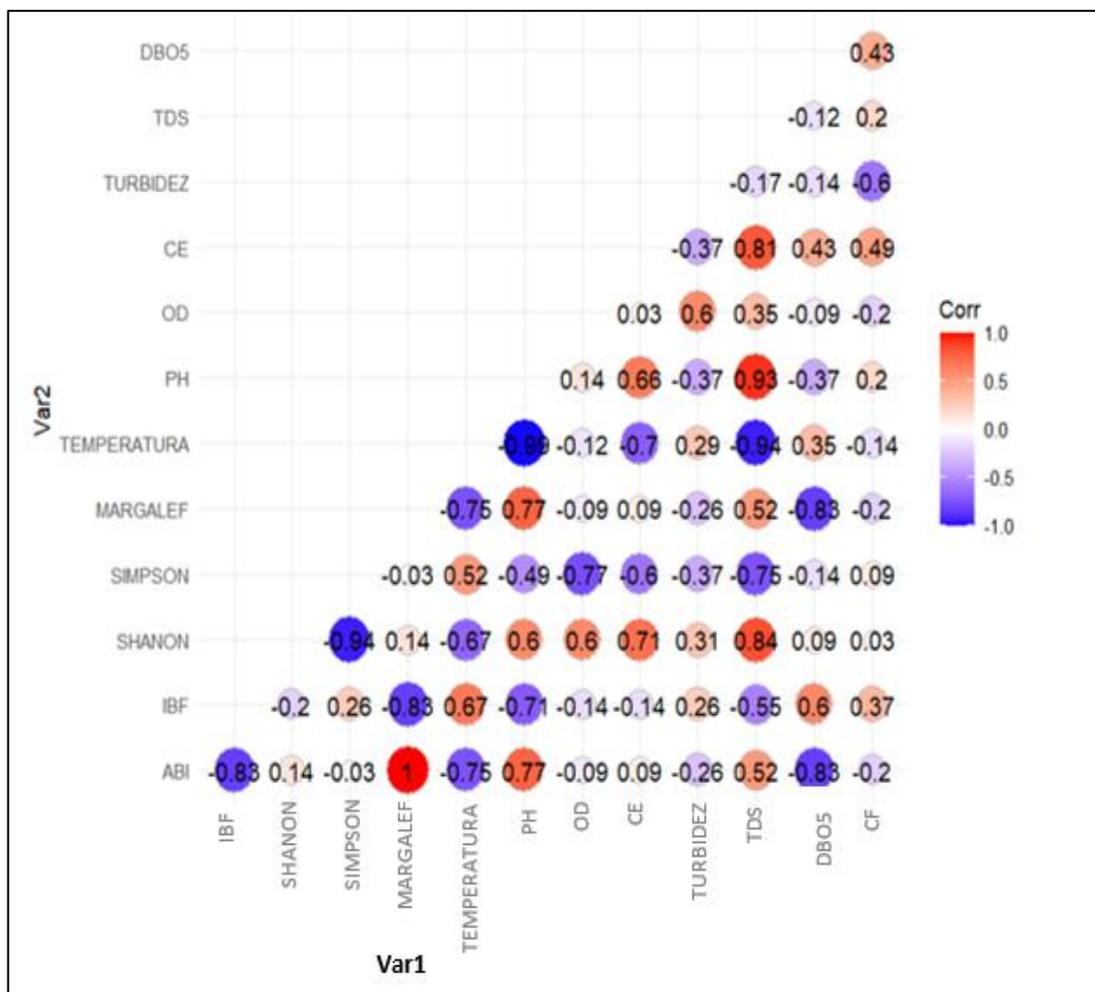


Figura 3. Matriz de correlación de los índices bióticos y de diversidad con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para la época lluviosa.

En la época seca el ABI se correlacionó fuertemente con la temperatura (-0.7), TDS (-0.83), CE (-0.83), OD (0.77) y pH (0.71); sin embargo, el IBF presentó una correlación muy alta con la DBO5 (0.93). En lo que se refiere al índice de Margalef se correlacionó con la temperatura (-0.75), CE (-0.89), TDS (-0.89), pH (0.83) y OD (0.83). Finalmente, el índice de Shannon tuvo alta correlación con los CF (-0.78), de igual manera este parámetro se asoció moderadamente con el índice de Simpson (0.67) (Figura 4).

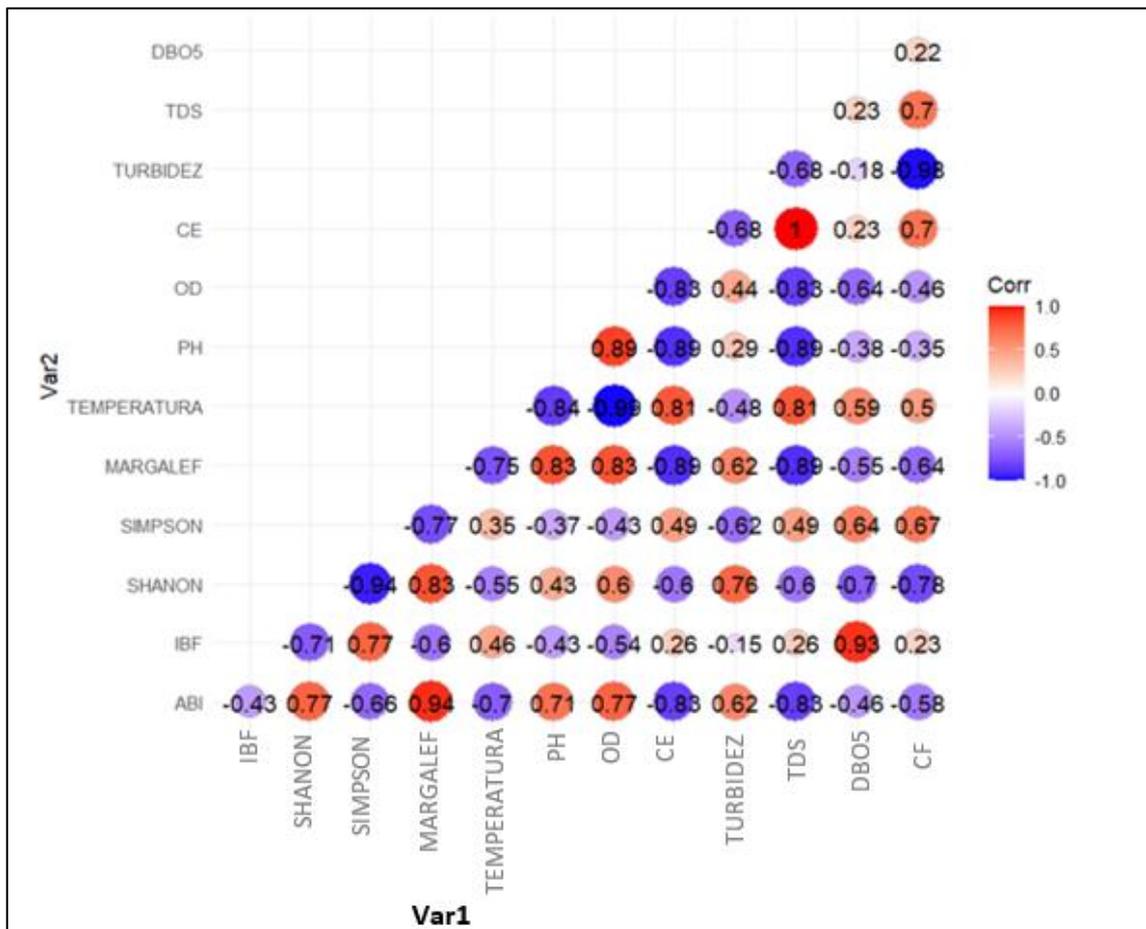


Figura 4. Matriz de correlación de los índices bióticos y de diversidad con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para la época seca.

3.6. Relación entre las familias de macroinvertebrados con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

En la época lluviosa las familias Simuliidae, Chironomidae y Planariidae presentaron mayor afinidad con la DBO5. Por otro lado, las familias Hyalellidae, Elmidae,

Calamoceratidae, Leptoceridae, Planorbidae, Xiphocentropodidae, Veliidae, Batidae e Hydrobiosidae fueron más afines a parámetros como pH y sólidos totales disueltos (Figura 5).

Los puntos 1 y 2 se relacionaron mejor con las familias Calamoceratidae, Leptoceridae, Elmidae y Hyalellidae. De igual manera dichos puntos mostraron mayor afinidad con el pH y TDS. Los puntos 3,4,5 y 6 guardaron mayor relación con las familias Chironomidae, Simuliidae, Physidae y Oligochaeta y con los parámetros DBO5, turbidez y temperatura (Figura 5).

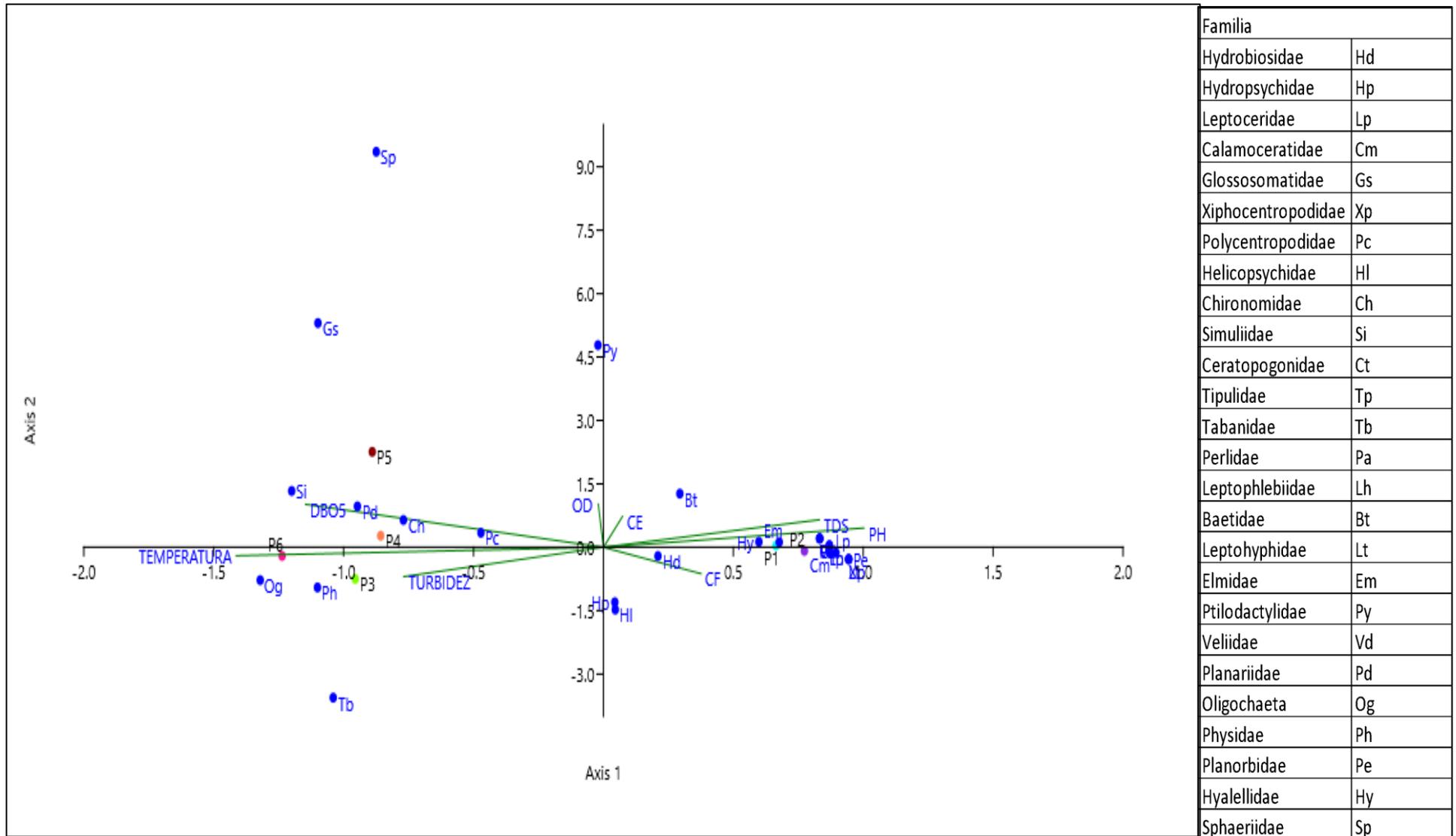


Figura 5. Análisis de correspondencia canónica para la época lluviosa

En la época seca las familias Chironomidae y Simuliidae guardaron mayor relación con la DBO5, mientras que las familias Hydropsychidae, Elmidae, Tabanidae, Perlidae, Leptohyphidae, Leptoceridae, Hydrobiosidae y Leptophlebiidae presentaron mayor afinidad con el Oxígeno Disuelto (Figura 6).

Los puntos 1 y 2 mostraron mejor relación con las familias Leptoceridae, Hidropsychidae y Calamoceratidae, a su vez estos puntos se relacionaron con el pH, oxígeno disuelto y turbidez. En cambio, los puntos 3, 4, 5 y 6 estuvieron representados por las familias Simuliidae y Physidae con mayores concentraciones de DBO5, conductividad eléctrica y Sólidos totales disueltos (Figura 6).

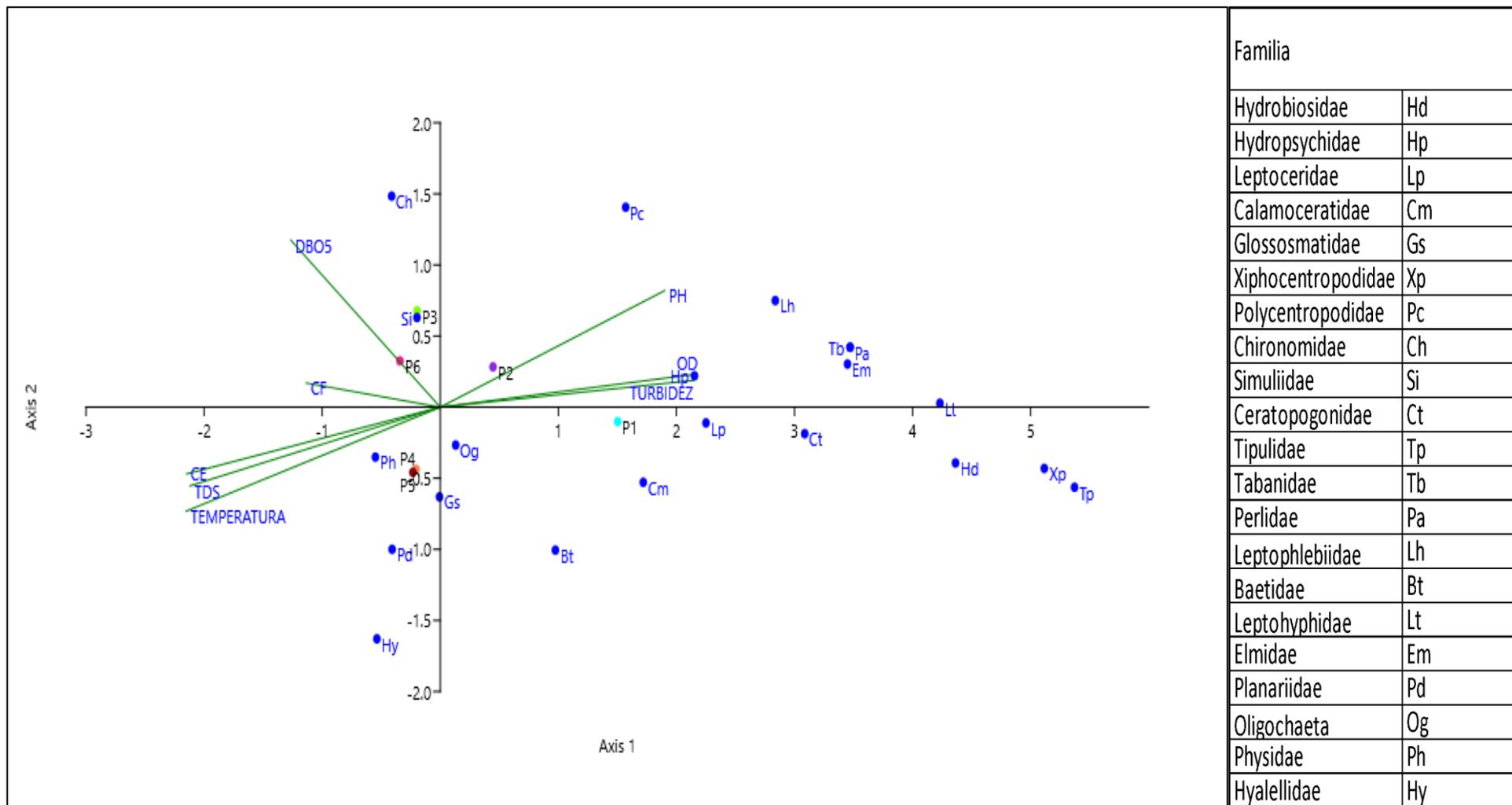


Figura 6. Análisis de correspondencia canónica para la época seca

IV. DISCUSIÓN

4.1. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua

La temperatura del agua se encontró en un rango de 13.6 °C y 16.6 °C. Las variaciones de este parámetro ocurren por diferentes factores ya sea por la altitud, época del año, la hora en el que se realiza el muestreo, la temperatura ambiente, entre otros (Custodio & Chanamé, 2016). Este parámetro es de gran importancia en el desarrollo de los diferentes fenómenos que tienen lugar en el agua ya que determina la tendencia de sus propiedades físicas y la riqueza y distribución de familias de macroinvertebrados (Machado et al., 2018; López et al., 2019). Con respecto al pH se mantuvo entre neutro y levemente alcalino, lo que es un buen indicador porque tanto un pH bajo o alto pueden ser tóxicos para los organismos acuáticos y modificar la solubilidad de otros contaminantes químicos, así como de otros elementos importantes en las aguas superficiales (Carrasco et al., 2020).

Referente al OD, su nivel de concentración en los ecosistemas acuáticos ya es un indicador de que tan saludables pueden estar, mientras mayor sea la concentración la calidad del agua es mejor, y por el contrario si la concentración es baja la vida acuática se ve dificultada (Ntanzi, 2020; Guzmán, 2021). En ese sentido, el comportamiento del OD en los puntos monitoreados no presentaron diferencias considerables, encontrando niveles de concentración ligeramente mayores en la época lluviosa, lo cual puede explicarse por las mayores turbulencias del agua producto de las precipitaciones y por ende el mayor contacto del oxígeno del aire con el agua (Rivera-Usme, 2013; Mora & Tamay, 2022).

En relación a la DBO₅, presentó sus más altos valores en la época seca, en un rango de variación de 3.56 a 8.12 mg/l. Este comportamiento puede estar asociado a la disminución del caudal, lo cual genera menores velocidades del agua y tiempos de permanencia más prolongados en los cauces, en tal sentido las concentraciones de contaminantes y nutrientes pueden aumentar (Montes et al., 2013; Villacrés et al., 2018; Kamarudin et al., 2020). También en esta época se encontró valores más altos de conductividad, en particular en los puntos 3, 4, 5 y 6, a causa de que se encuentran intervenidas por las descargas de aguas residuales domésticas, cuyos efectos se acentúan en época de bajo caudal (Carranza, 2021). Al respecto, Salazar & Pastor (2019) en un estudio realizado en el río Jequetepeque en el tramo de San Juan – Chilete (Cajamarca) manifestaron que la

conductividad aumenta principalmente por la contaminación de efluentes residuales. También valores más altos de este parámetro durante esta época se vinculan con el aumento de las concentraciones de sales, dado que no hay dilución por el agua de las lluvias (Quezada, 2020). Por otro lado, los TDS tuvieron un comportamiento similar a la conductividad eléctrica y de igual manera sus máximos valores estuvieron en los puntos 3, 4, 5 y 6, esto demuestra la relación tan estrecha que tienen ambos parámetros.

Para el caso de la turbidez mostró registros más altos en la época lluviosa producto del arrastre de materiales por la erosión pluvial (Rodríguez & Silva 2015). El nivel de concentración de este parámetro influye en la calidad de agua y el desarrollo de los organismos de vida acuática, es por ello que concentraciones muy altas genera interferencia con los rayos del sol y disminuye el oxígeno disuelto (López et al., 2019). En cuanto a las concentraciones de los CF fueron muy altas en las dos épocas, debido a las descargas de aguas residuales domésticas, como reportan Ordóñez-Díaz et al. (2014), Rodríguez & Silva (2015) y Cárdenas-Castro et al. (2018) las actividades agropecuarias, cerca de la rivera y los vertimientos directos de aguas residuales al río, aumentan la contaminación por CF.

4.2. Macroinvertebrados acuáticos

La mayor cantidad de macroinvertebrados acuáticos encontrados en el río Jucusbamba correspondió a la clase insecta, que se caracteriza por encontrarse en casi todos los ambientes de agua dulce, dada su amplia diversidad (Pérez & Pérez, 2015).

En la época lluviosa se obtuvo mayor número de familias de macroinvertebrados, sin embargo, el número de individuos en la época seca fue mayor. Resultado similar se obtuvo en la microcuenca Atué, distrito Chachapoyas (Perú), donde se obtuvo mayores densidades de macroinvertebrados en la época seca (Leiva, 2017). Al respecto, Quesada-Alvarado et al. (2020), manifiestan que la mayor abundancia puede estar asociado a la reducción del caudal, lo que disminuye la fuerza de arrastre, la corriente y el movimiento de sustratos de menor tamaño. Tales factores permiten el establecimiento de organismos que sobreviven a bajas velocidades y al mismo tiempo, mantienen el ensamblaje de organismos de hábitats rápidos y turbulentos, en tanto se mantenga un caudal que facilite la formación de dichos hábitats.

En la época seca se encontró una mayor abundancia de la familia Simuliidae, perteneciente al orden Díptera, esto se debe a que dicha familia tiende a aumentar con el

incremento de nutrientes y materia orgánica que se da con la reducción del caudal (Motta-Díaz & Vimos-Lojano, 2020; Rodríguez et al., 2021). Además, posee un amplio rango de tolerancia a diversas condiciones ambientales que le facilitan encontrarse en ambientes con mayor disponibilidad de oxígeno como en ambientes con baja disponibilidad (Forero, 2017; Moncada-Álvarez et al., 2017). La familia Hyalellidae también mostró una abundancia mayor en esta época, en especial, en los puntos 4, 5 y 6. Esto probablemente se relaciona a la mayor conductividad que presentaron los puntos tal como afirma Rivera-Usme (2013). De igual manera, esta familia se caracteriza por alimentarse de materia orgánica en descomposición, donde forma densas poblaciones (Alzate & Moreno, 2021).

Respecto a la época lluviosa se observó mayor abundancia de la familia Leptoceridae del orden Trichóptera en los puntos 1 y 2, la cual es una de las familias indicadoras de aguas de buena calidad debido a su baja tolerancia a la contaminación (Carrasco et al., 2020; Guzmán, 2021). En este contexto Matta (2020) manifiesta que los taxones como Plecóptera, Trichóptera y Coleóptera son altamente sensibles a las variaciones físicas, químicas del agua y a la contaminación, en cambio las Oligochaetas resisten a diferentes grados de perturbación. Esto se confirma en los puntos 3, 4 y 6 que presentaron mayores condiciones de estrés y mayor dominancia de las Oligochaetas.

4.3. Índices de diversidad

El índice de Shannon en la época lluviosa mostró baja diversidad de macroinvertebrados, en cambio, en la época seca presentó mayor diversidad. Este contraste sucede porque los macroinvertebrados son altamente dependientes del régimen hidrológico debido a que el caudal del agua determina los procesos de dispersión, estabilidad del cauce y aporte de materia alóctona, de acuerdo a la cobertura de la ribera y la escorrentía (Custodio & Chávez, 2018).

El índice de Simpson en la época lluviosa mostró mayor dominancia en el punto 2, gracias a la abundancia de la familia Leptoceridae, mientras que en los puntos 3 y 6 predominaron las Oligochaetas. Esto puede deberse a las condiciones de corriente contaminada por el vertimiento de aguas residuales y por consiguiente el aumento de su densidad. Las Oligochetas se encuentran asociados a bajas concentraciones de oxígeno, contaminación por materia orgánica y aguas turbias y eutroficadas (Yorulmaz & Ertas, 2021). Además, estos organismos tienen un elevado grado de adaptabilidad gracias a sus características

morfológicas y fisiológicas y se les vincula con la presencia de sedimentos alóctonos (Rivera-Usme et al., 2013).

El índice de Margalef mostró mayor diversidad de macroinvertebrados en los puntos 1 y 2 durante ambas épocas climáticas, de ahí que presentan menor grado de amenaza estos sitios. Por otra parte, el punto 6 fue el que obtuvo los menores valores del índice, en ambas épocas y el que se asoció con las concentraciones más altas de DBO5. Como se sabe este parámetro es una medida de contaminación orgánica en los ecosistemas acuáticos y cuanto mayor sea su concentración, menor es la cantidad de oxígeno disuelto (Yorulmaz & Ertas, 2021). Por tanto, es una variable condicionante de la diversidad y riqueza de macroinvertebrados acuáticos (Forero, 2017).

4.4. Índices bióticos

Tanto ABI e IBF clasificaron a los puntos 1 y 2, con mejor calidad de agua. Esto debido a la mayor presencia y abundancia de las familias de los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y Trichóptera que son más sensibles a la contaminación (Machado et al., 2018; Keke et al., 2021). Este nivel de tolerancia los convierte en unos componentes claves dentro de las comunidades de macroinvertebrados (Custodio & Chávez, 2018). Sin embargo, para los puntos restantes los resultados de los índices difieren, dado que el ABI los cataloga como aguas con una calidad buena, mientras que el IBF tiende a clasificarlos como aguas con mayor contaminación. Dicha variación puede explicarse por lo señalado por Figueroa et al. (2003) y Cárdenas-Castro et al., (2018), quienes indican que el IBF es más sensible al efecto de las prácticas agrícolas y ganaderas. Tal afirmación se relaciona con la observación realizada en campo, donde se ha notado que los puntos presentan zonas aledañas con producción agrícola y ganadera, así también están influenciados por las descargas de aguas residuales domésticas, que afectan los cursos de agua receptores, al incrementar los nutrientes disponibles y la materia orgánica, así como al reducir el oxígeno disuelto (Bunzel et al., 2013; Mor et al., 2019; Pereda et al., 2021; Quanz et al., 2021). Esta situación conduce invariablemente a una pérdida de biodiversidad, de ahí que los puntos presentaron menor cantidad de familias, en particular de las menos tolerantes a la contaminación.

También, la diferencia en los resultados de los índices empleados en la presente investigación se puede deber a que cada índice toma diferentes formas de cálculos es así que; el Índice Biótico de Familia, toma datos taxonómicos a nivel de familia, abundancias

y los puntajes de tolerancia; en cambio el Índice Biótico Andino, toma datos taxonómicos hasta nivel de familia y requiere solo datos cualitativos (presencia/ausencia) (Zárate, 2015; Romero & Tarrillo, 2017).

4.5. Relación entre los índices bióticos, índices de diversidad con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

En ambas épocas, el ABI mostró una correlación alta con la temperatura y con el pH. En este contexto Chávez (2022), manifiesta que ambos parámetros son factores muy importantes que influyen en el número de familias de macroinvertebrados debido a que existen gran cantidad de organismos que son sensibles. De igual manera Machado et al., (2018), manifiesta que la temperatura interviene en la supervivencia de los organismos acuáticos, porque conforme aumenta su concentración se reduce el oxígeno disuelto y si disminuye, se limita el crecimiento y desarrollo de los organismos, hasta su detención. Por otra parte, el IBF mostró una correlación positiva con la DBO5, es decir, cuando aumenta la concentración de este parámetro, también aumenta el índice. Resultados similares fueron mostrados por Cárdenas-Castro et al., (2018), quienes manifiestan que el IBF se asocia mejor a contaminantes y sugieren utilizarlo para evaluar la calidad de los ríos que estén intervenidos por actividades antrópicas.

Los índices de diversidad como el de Margalef se correlacionaron fuertemente y de manera negativa con la temperatura durante ambas épocas. Esto debido a que la temperatura influye en la riqueza, reproducción, así como en la distribución de las familias de macroinvertebrados acuáticos (López et al., 2019). Por su lado el índice de Shannon y Simpson se correlacionaron con los CF en la época seca. Por tanto, al aumentar su valor los CF disminuye la diversidad de macroinvertebrados, sin embargo, la dominancia aumenta. En cambio, en la época lluviosa dichos índices se vincularon altamente con los TDS.

4.6. Relación entre las familias de macroinvertebrados con los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

El análisis de correlación canónica mostró que las familias Chironomidae y Simuliidae presentan mayor afinidad con la DBO5 durante las dos épocas. Estas familias se caracterizan por encontrarse en ambientes con intervención antropogénica y es muy frecuente encontrarlas en sistemas que poseen altas cargas de materia orgánica (Salvatierra, 2012; Quispe, 2015). En particular la familia Chironomidae es considerada

la más resistente y resiliente, puesto que, presenta adaptaciones a la anoxia al poseer compuestos similares a la hemoglobina que le permiten absorber el oxígeno mejor (Sinche et al., 2022; Subiza et al., 2022). Además, presentan una gran facilidad de distribución, por estar adaptado a varias condiciones de perturbación o estrés (Palomino, 2015; Rodríguez et al., 2021).

También, se encontró que la mayoría de las familias de los órdenes Trichópera, Ephemeroptera y Plecóptera se relacionaron mejor con el pH y TDS en la época lluviosa, mientras que en la época seca mostraron mejor relación con el OD. Esto se asocia a que dichos órdenes son más exigentes respecto a su hábitat y se caracterizan por estar presentes en ambientes con mayor oferta de oxígeno, así como por su sensibilidad a la contaminación del agua (Roldán-Pérez, 2003; Ríos-Touma et al., 2014; Reid et al., 2019). Sin embargo, existen familias pertenecientes a estos órdenes como los Baetidae que pueden soportar hasta cierto límite la contaminación orgánica, así como un amplio rango de temperaturas (Roldán-Pérez, 2003; Orozco-González & Ocasio-Torres, 2023).

V. CONCLUSIONES

- La calidad ecológica del río Jucusbamba disminuye conforme recorre la trayectoria de su cauce, debido a las perturbaciones que ejercen las actividades humanas tales como las descargas de aguas residuales domésticas y actividades agropecuarias.
- El IBF posee mayor sensibilidad para evaluar cuerpos de agua que se encuentren intervenidos por actividades antrópicas, sin embargo, no refleja el estado del cuerpo de agua para consumo humano puesto que no guardó relación con las concentraciones de los coliformes fecales.
- La riqueza y abundancia de macroinvertebrados acuáticos está ligada a las condiciones ambientales del río, época de muestreo y a la concentración de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.
- Las descargas de aguas residuales y las actividades agropecuarias impactan significativamente en la calidad del agua del río Jucusbamba, debido a las concentraciones elevadas de coliformes fecales presentes en ella.

VI. RECOMENDACIONES

- Incluir otros parámetros microbiológicos para entender mejor el comportamiento de los índices bióticos.
- Ampliar investigaciones enmarcadas en la taxonomía de los macroinvertebrados acuáticos en el país, con la finalidad de conocer mejor los valores de tolerancia y sensibilidad que tienen, de forma que los puntajes otorgados a los diferentes índices sean los más cercanos a la realidad y con ello se pueda obtener resultados aún mucho más precisos.
- Instar a los actores claves a desarrollar planes de gestión, sensibilización y medidas de saneamiento con la finalidad de garantizar la protección y conservación de del río Jucusbamba.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 035-64.
- ANA (2016). Protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales. *Ministerio de Agricultura y Riego, Perú*. <http://siar.minam.gob.pe/puno/sites/default/files/archivos/public/docs/1475.pdf>
- Alomía, J., Iannacone, J. A., Alvariño, L., & Ventura, K. (2017). Macroinvertebrados Bentónicos para evaluar la calidad de las aguas de la cuenca alta del Río Huallaga, Perú. *The biologist*, 1(2). <https://doi.org/10.24039/rtb2017151144>
- Alzate, I. J., & Moreno, L. N. (2021). Evaluación de la calidad del agua del Río Chisacá en la localidad de Usme mediante macroinvertebrados acuáticos empleando el índice BMWP/Col y el índice ASPT. Tesis de titulación. Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Bogotá.
- APHA, AWWA, WEF (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington DC: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation.
- Ariffin, M., Cahui, N., Norhafizah., S., & Sulaiman, M. (2015). Regulating Sewage Pollution of Malaysian Rivers and its Challenges. *Procedia Environmental Sciences*, 30, 1168-173. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.10.030>
- Badii, M. H., & Castillo, J. (2007). Análisis de correlación canónica (ACC) e investigación científica. *Innovaciones de negocios*, 4(8).
- Baquerizo, M., Acuna, M., & Solis-Castro, M. (2019). Contaminación de los ríos: caso río Guayas y sus afluentes. *Manglar*, 16(1), 63–70. <https://doi.org/10.17268/mangrove.2019.009>
- Balmaceda-Lozada, J. (2019). Calidad de agua y diversidad de macroinvertebrados acuáticos del río Huancabamba en el tramo presa El Limón, Lambayeque—

- Perú. *Revista Ciencia Norandina*, 2(1), 14-27. <https://doi.org/10.37518/2663-6360X2020v2n1p14>
- Barile, P. J. (2018). Widespread sewage pollution of the Indian River Lagoon system, Florida (USA) resolved by spatial analyses of macroalgal biogeochemistry. *Marine Pollution Bulletin*, 128, 557–574. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.046>
- Baselga, A., & Rodríguez, C. G. (2019). Diversidad alfa, beta y gamma: ¿cómo medimos diferencias entre comunidades biológicas?. *Nova acta científica compostelana*, 26.
- Bunzel, K., Kattwinkel, M. & Liess, M. (2013). Effects of organic pollutants from wastewater treatment plants on aquatic invertebrate communities. *Water Res.* 47, 597–606. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.031>.
- Campo, A.M. y Duval, V. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de geografía de la Universidad Complutense*, 34 (2). https://doi.org/10.5209/rev_aguc.2014.v34.n2.47071
- Cárdenas, E., Lugo, L., González, J., & Tenjo, A. (2018). Aplicación del índice biótico de familias de macroinvertebrados para la caracterización del agua del Río Teusacá, afluente del Río Bogotá. *Revista Udca Actualidad & Divulgacion Científica*, 21 (2), 587–597. <https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.1004>
- Carrasco, C., Rayme, C., Alarcón, R. D. P., Ayala, Y., Arana, J., & Aponte, H. (2020). Macroinvertebrados acuáticos en arroyos asociados con bofedales altoandinos, Ayacucho Perú. *Revista de Biología Tropical*, 68, 116-131. <https://doi.org/10.15517/RBT.V68IS2.44344>
- Carranza, E. A. (2021). Variabilidad espacial de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos acuáticos en un gradiente longitudinal del río Chotano-2019. Tesis de pregrado. Universidad Nacional Autónoma de Chota.
- Casares, M. V., & Cabo, L. I. D. (2018). Análisis de tendencias de variables indicadoras de calidad de agua para el Riachuelo (Cuenca Matanza-Riachuelo,

- Argentina). *Revista internacional de contaminación ambiental*, 34(4), 651-665.
<https://doi.org/10.20937/rica.2018.34.04.08>
- Corroto, F., Meza, J. R. Y., Pérez, H. V. V., & Torres, O. A. G. (2018). Evaluación de la calidad ecológica del agua en la cuenca alta del río Imaza (Perú). *INDES Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable*, 2(2), 20-29.
<https://doi.org/10.25127/indes.201402.002>
- Chávez, R. A. (2022). Evaluación de la calidad del agua mediante la bioindicación de macroinvertebrados acuáticos, en un tramo del río Toribio, ciénaga Magdalena, Colombia. *Ciencia e Ingeniería: Revista de investigación interdisciplinaria en biodiversidad y desarrollo sostenible, ciencia, tecnología e innovación y procesos productivos industriales*, 9(2), 7. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7461089>
- Cortes, R., Hughes, S. J., Pereira, V. R., & Varandas, S. (2013). Tools for bioindicator assessment in rivers: The importance of spatial scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators*, 34, 460–477.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.004>
- Cui, Q., Huang, Y., Wang, H., & Fang, T. (2019). Diversity and abundance of bacterial pathogens in urban rivers impacted by domestic sewage. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 249, 24–35. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.094>
- Custodio, M., & Chávez, E. (2018). Quality of the aquatic environment of the high Andean rivers evaluated through environmental indicators: a case of the Cunas river, Peru. *INGENIARE-Chilean Journal of Engineering*, 27 (3).
- Custodio, M., & Chanamé, F. C. (2016). Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú. *Scientia Agropecuaria*, 7(1), 33-44.
- Daoud, A., Mohammed, H.A., Hussain A., M.S., Samdani, M., Hussain, S., & Alarifi, S. (2020) Fish as bio indicators to determine the effects of pollution in river by using the micronucleus and alkaline single cell gel electrophoresis assay. *Journal of King Saud University - Science*, 32(6), 2880-2885.
<https://doi.org/10.1016/j.jksus.2020.07.012>

- Domínguez, E. & Fernández, H. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*. Sistemática y biología, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- El Kateb, A., Stalder, C., Martínez-Colón, M., Mateu-Vicens, G., Francescangeli, F., Coletti, G., Stainbank, S., & Spezzaferri, S. (2020). Foraminiferal-based biotic indices to assess the ecological quality status of the Gulf of Gabes (Tunisia): Present limitations and future perspectives. *Ecological Indicators*, *111*(105962), 105962. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105962>
- Erasmus, J. H., Lorenz, A. W., Zimmermann, S., Wepener, V., Sures, B., Smit, N. J., & Malherbe, W. (2021). A diversity and functional approach to evaluate the macroinvertebrate responses to multiple stressors in a small subtropical austral river. *Ecological Indicators*, *131*(108206), 108206. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108206>
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., & Parra, O. (2003). Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality of southern Chile rivers. *Revista Chilena de Historia Natural*, *76*(2), 275-285. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2003000200012>
- Forero, J. (2017). *Macroinvertebrados bentónicos y su relación con la calidad del agua en la cuenca alta de del Río Frío (Tabio, Cundinamarca)*. Título de Pregrado. Pontificia Universidad Javerian, Bogotá.
- Gamarra, O., Barrena Gurbillón, M.A., Corroto, F., Rascón, J., Chávez-Ortiz, J. (2018a). *Calidad ecológica del agua en la cuenca del río Utcubamba, Amazonas-Perú*. Chachapoyas, Perú: UNTRM.
- Gamarra, O., Corroto, F., Rascón, J., Leiva-Tafur, D., Barboza Castillo, E. (2018b). *Macroinvertebrados acuáticos de la cuenca del río Utcubamba, Amazonas - Perú*. Chachapoyas, Perú: UNTRM
- Godoy, D., & Peláez, M. (2020). Diversidad y distribución de la comunidad fitoperifítica presente en un río andino amazónico y su relación con variables ambientales. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *44*(171), 437-451. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1098>

- Guadie, A., Yesigat, A., Gatew, S., Worku, A., Liu, W., Minale, M., & Wang, A. (2021). Effluent quality and reuse potential of urban wastewater treated with aerobic-anoxic system: A practical illustration for environmental contamination and human health risk assessment. *Journal of Water Process Engineering*, 40(101891), 101891. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101891>
- Gutiérrez-Fonseca, Pablo E. & Ramírez, A. (2016). Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hidrobiológica*, 26 (3),433-441. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972016000300433&lng=es&nrm=iso>. ISSN 0188-8897
- Guzmán, J. S. C. (2021). Efecto de la degradación ambiental, por acción antrópica, sobre la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos (MIB) del río Yura (Arequipa). Tesis de Postgrado. Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.
- Haghnazar, H., Hudson-Edwards, KA, Kumar, V., Pourakbar, M., Mahdavianpour, M. & Aghayani, E. (2021). Contamination by Potentially Toxic Elements in Surface Sediments and Native Aquatic Macrophytes of the Bahmanshir River, Iran: Assessment of Phytoremediation Capacity. *Chemosphere*, 285 (131446), 131446. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131446>
- Herrera, D. (2019). Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores de la Calidad Biológica del Agua en la Quebrada Miraflores, Chirinos. Título de pregrado. Universidad Nacional de Jaén.
- Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1), 65–68. <https://doi.org/10.2307/1467832>
- Huamán, R. (2016). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad del agua del río Amojú, parte alta de Jaén, Cajamarca. *Revista Científica Pakamuros*, 4(1), 8-8. <https://doi.org/10.37787/pakamuros-unj.v4i1.45>
- Hutton, M., Hutton, N., García-Rodríguez., F., Brugnoli, E., & Muniz, P. (2015). Assessing the ecological quality status of a temperate urban estuary by means of

- benthic biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 91 (2), 441-453.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.042>
- INEI (2017). *Perú: Crecimiento y distribución de la población, 2017*.
https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1673/libro.pdf
- Johnson, A. C. (2019a). Is freshwater macroinvertebrate biodiversity being harmed by synthetic chemicals in municipal wastewater? *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 11, 8-12. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.05.005>
- Johnson, A. C., Jürgens, M. D., Edwards, F. K., Scarlett, P. M., Vincent, H. M., & von der Ohe, P. (2019b). What works? The influence of changing wastewater treatment type, including tertiary granular activated charcoal, on downstream macroinvertebrate biodiversity over time. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(8), 1820–1832. <https://doi.org/10.1002/etc.4460>
- Kaiser, J. y Lerch, M. (2022). Lípidos fecales sedimentarios como indicadores de la contaminación por aguas residuales del Mar Báltico y el crecimiento de la población desde 1860 d.C. *Investigación ambiental*, 204, 112305.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112305>
- Kamarudin, M. K. A., Abd Wahab, N., Bati, S. N. A. M., Toriman, M. E., Saudi, A. S. M., & Umar, R. (2020). Seasonal variation on dissolved oxygen, biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand in Terengganu River Basin, Malaysia. *Journal of Environmental Science and Management*, 23(2).
- Keke, U. N., Omoigberale, M. O., Ezenwa, I., Yusuf, A., Biose, E., Nweke, N., ... & Arimoro, F. O. (2021). Macroinvertebrate communities and physicochemical characteristics along an anthropogenic stress gradient in a southern Nigeria stream: Implications for ecological restoration. *Environmental and Sustainability Indicators*, 12, 100157. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2021.100157>
- Lachs, L., Johari, N. A. M., Le, D. Q., Safuan, C. D. M., Duprey, N. N., Tanaka, K., Hong, T. C., Ory, N. C., Bachok, Z., Baker, D. M., Kochzius, M., & Shirai, K. (2019). Effects of tourism-derived sewage on coral reefs: Isotopic assessments

- identify effective bioindicators. *Marine Pollution Bulletin*, 148, 85–96.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.059>
- Leiva, D. (2017). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con parámetros fisicoquímicos en la determinación de la calidad de agua de la microcuenca Atuén, del distrito de Leymebamba, Chachapoyas, Perú, 2017. Tesis de titulación. Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza.
- López, S., Huertas, D., Jaramillo, Á. M., Calderón, D. S., & Díaz, J. L. (2019). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Teusacá (Cundinamarca, Colombia). *Ingeniería y Desarrollo*, 37(2), 269-288.
<http://dx.doi.org/10.14482/inde.37.2.6281>
- Machado, V., Granda, R., & Endara, A. (2018). Analysis of benthic macroinvertebrates and biotic indices to evaluate water quality in Sardina's River, Ecuadorian Chocó Andino. *Enfoque UTE*, 9(4), 154-167.
<https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v9n4.369>
- Manosso, F. C., Zwoliński, Z., Najwer, A., Basso, B. T., Santos, D. S., & Pagliarini, M. V. (2021). Spatial pattern of geodiversity assessment in the Marrecas River drainage basin, Paraná, Brazil. *Ecological Indicators*, 126(107703), 107703.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107703>
- Mangadze, T., Dalu, T., & William Froneman, P. (2019). Biological monitoring in southern Africa: A review of the current status, challenges and future prospects. *The Science of the Total Environment*, 648, 1492–1499.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.252>
- Manzanilla, G. E., Mata Balderas, J. M., Treviño Garza, E. J., Aguirre Calderón, Ó. A., Alanís Rodríguez, E., & Yerena Yamallel, J. I. (2020). Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 11(61), 94-123.
<https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.703>
- Malherbe, W., Wepener, V., & van Vuren, J. H. J. (2010). Anthropogenic spatial and temporal changes in the aquatic macro invertebrate assemblages of the lower Mvoti

- River, KwaZulu-Natal, South Africa. *African journal of aquatic science*, 35(1), 13–20. <https://doi.org/10.2989/16085914.2010.466638>
- Matta, F. P. (2020). Influencia del drenaje ácido de roca en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, índices bióticos de calidad de agua y grupos funcionales alimenticios en ríos y cabeceras de la Cordillera Blanca (subcuenca de Quillcay, Ancash). Tesis de pregrado. Universidad Peruana Cayetano Heredia.
- Medrano, M. D. J., Hernández, F. J., Corral Rivas, S., & Nájera Luna, J. A. (2017). Tree diversity at different altitude levels in the El Salto, Durango región. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 8(40), 57-68.
- Moncada-Álvarez, L. I., Cuadrado-Argel, L. A., & Pinilla-Agudelo, G. A. (2017). Biodiversidad de simúlidos (Diptera: Simuliidae) de Colombia: estado del conocimiento. *Biota Colombiana*, 18(2), 164-179. <https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a10>
- Motta-Díaz, Á. J., & Vimos-Lojano, D. J. (2020). Influencia de la variación temporal de los parámetros hidráulicos en la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados en un río andino. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 44(171), 606-621. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1023>
- Montes, R. T., Navarro, I., Domínguez, R., & Jiménez, B. (2013). Modificación de la capacidad de autodepuración del río Magdalena ante el cambio climático. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(5), 71-83.
- Mor, J.-R., Dolédec, S., Acuna, V., Sabater, S. & Muñoz, I. (2019). Invertebrate community responses to urban wastewater effluent pollution under different hydromorphological conditions. *Environ. Pollut.* 252, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.114>.
- Mora, M. R., & Tamay, A. A. (2022). *Determinación del índice de calidad de agua mediante el monitoreo de macro invertebrados, parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el río Sinincay, Cuenca-Ecuador* (Bachelor's thesis). Tesis de pregrado. Universidad Politécnica de Salesiana sede Cuenca.

- Mulik, J., Sukumaran, S., Srinivas, T., & Vijapure, T. (2017). Comparative efficacy of benthic biotic indices in assessing the Ecological Quality Status (EcoQS) of the stressed Ulhas estuary, India. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1–2), 192–202. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.014>
- Núñez, K., Zárate-Betzel, G., Ortiz, F., Mendoza, M., Vera, M., Weiler, A., & Duré, M. (2022). Diversidad alfa, beta y gamma de ensamblajes de los anuros y reptiles de humedales del Ypoá, Paraguay. *Neotropical Biodiversity*, 8(1), 89-98. <https://doi.org/10.1080/23766808.2022.2040277>
- Ntanzi, P. (2020). Respuesta de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos a la descarga de aguas residuales: el caso de los ríos Gwaing y Duiwenhoks en el Cabo Occidental. Universidad de Johannesburgo (Sudáfrica).
- Ordóñez Díaz, M. C., Bravo Realpe, I., & Figueroa Casas, A. (2014). Flujo de Carbono Orgánico Total (COT) en una cuenca andina: caso subcuenca Río Las Piedras. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 13(24), 29-42.
- Orozco-González, C. E., & Ocasio-Torres, M. E. (2023). Aquatic Macroinvertebrates as Bioindicators of Water Quality: A Study of an Ecosystem Regulation Service in a Tropical River. *Ecologies*, 4(2), 209-228.
- Patten, B. C. (1959). An introduction to the cybernetics of the ecosystem: The trophic-dynamic aspect. *Ecology*, 40(2), 221–231. <https://doi.org/10.2307/1930032>
- Palomino, L. D. (2015). Calidad ambiental de las aguas del río Apacheta y sus principales tributarios. Ayacucho Julio-Noviembre 2013. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga.
- Pérez, V., & Pérez, E. (2015). Los insectos (Insecta) del Mesozoico chileno. In *Anales del Instituto de la Patagonia*, 43(1), 165-169. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-686X2015000100017>
- Pereda, O., von Schiller, D., García-Baquero, G., Mor, J.-R., Acuna, ~ V., Sabater, S. & Elozegi, A. (2021). Combined effects of urban pollution and hydrological stress on

- ecosystem functions of Mediterranean streams. *Sci. Total Environ.* 753, 141971
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141971>
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583-590.
- Prat, N., Rieradevall, M., & Fortuño, P. (2012). Metodología F.E.M. para la evaluación del estado ecológico de los ríos Mediterráneos. Barcelona: Freshwater Ecology and Management.
- Pumasupa, J., Flores, Y., Huisa, S., Condori, D., Centeno, M., Valdez, T., & Yaja, A. (2021). Índices de calidad, estructura comunitaria y diversidad funcional: ¿Cuál aproximación permite una mejor caracterización de la calidad ambiental en ríos de la serranía suroccidental? Un análisis con datos de macroinvertebrados bentónicos en ríos de Moquegua. *Ciencia & Desarrollo*, 20(1), 41–56.
<https://doi.org/10.33326/26176033.2021.1.1107>
- Quanz, ME, Walker, TR, Oakes, K. & Willis, R. (2021). Efectos de los efluentes industriales en las estructuras comunitarias de macroinvertebrados de los humedales cerca de una planta de tratamiento de aguas residuales. *Indicadores ecológicos*, 127, 107709.
- Quesada-Alvarado, F., Umaña, G., Springer, M., & Picado, J. (2020). Variación estacional y características fisicoquímicas e hidrológicas que influyen en los macroinvertebrados acuáticos, en un río tropical. *Revista de Biología Tropical*, 68, 54-67.
- Quezada, J. L. E., & Romero, M. L. (2020). Evaluación del impacto de las aguas residuales domésticas y semi-industriales sobre la calidad físico-química del río Chiquito, León, en el período de mayo 2016-enero 2017. *Revista Torreón Universitario*, 9(25), 58-76. <https://doi.org/10.5377/torreon.v9i25.9854>
- Quispe, R. F. (2015). Diversidad de la ictiofauna y macroinvertebrados como bio indicadores de la calidad hídrica en dos tributarios del río bajo madre de dios. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco.

- Quispe, J. T., Silva-Dueñas, M., Ticona-Arapa, C., Sarmiento-Mena, Á., & Tumi-Figueroa, N. (2021). Conocimientos de la población de Puno-Perú sobre saneamiento y factores de contaminación del Lago Titicaca y su impacto en la salud humana y el ambiente. *Espacio abierto: cuaderno venezolano de sociología*, 30(3), 100-121.
- Rascón, J., Gosgot Angeles, W., Quiñones Huatangari, L., Oliva, M., & Barrera Gurbillón, M. Á. (2021). Dry and Wet Events in Andean Populations of Northern Peru: A Case Study of Chachapoyas, Peru. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 54. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.614438>
- Reid, A.J., Carlson, A.K., Creed, I.F., Eliason, E.J., Gell, P.A., Johnson, P.T.J., Kidd, K.A., MacCormack, T.J., Olden, J.D., Ormerod, S.J., Smol, J.P., Taylor, W.W., Tockner, K., Vermaire, J.C., Dudgeon, D., & Cooke, S.J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biol. Rev.* 94, 849–873. <https://doi.org/10.1111/brv.12480>.
- Reopanichkul, P., Schlacher, T. A., Carter, R. W., & Worachananant, S. (2009). Sewage impacts coral reefs at multiple levels of ecological organization. *Marine Pollution Bulletin*, 58(9), 1356–1362. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.024>
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de biología tropical*, 62(2), 249–273. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15791>
- Rivera-Usme, J. J., Pinilla-Agudelo, G. A. & Rangel, J. (2013). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jaboque-Colombia. *Caldasia*, 35(2), 389-408.
- Rodríguez-Castillo, A., Roldán Rodríguez, J., & Bopp Vidal, G. M. (2021). Acroinvertebrates bentosbiological quality indicators of the water of highaltitudeandean lagoons, la Libertad-Peru. *Rebiol*, 41(1), 91–101. <https://doi.org/10.17268/rebiol.2021.41.01.09>

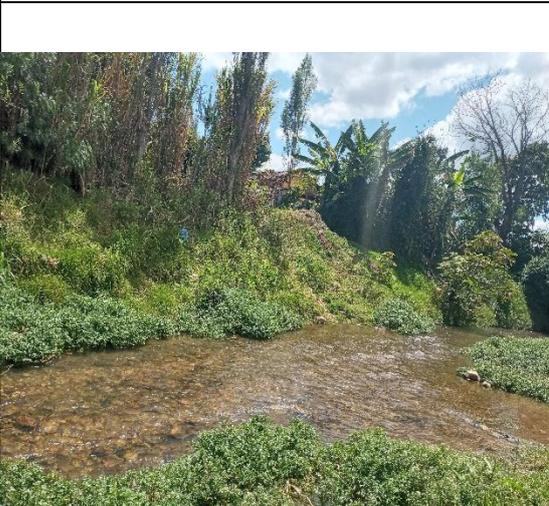
- Rodríguez, J. F., Pinilla Agudelo, G. A., & Moncada Álvarez, L. I. (2021). Estructura de la comunidad de dípteros acuáticos en tramos de los cursos altos de los ríos Fucha y Bogotá. *Acta Biológica Colombiana*, 26(2), 147-159. <https://doi.org/10.15446/abc.v26n2.81916>
- Rodríguez, C., & Silva, M. (2015). Calidad del agua en la microcuenca alta de la Quebrada Estero en San Ramón de Alajuela, Costa Rica. *Pensamiento Actual*, 15(25), 85-97.
- Roldán-Pérez, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. *Uso del método BMWP/Col. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia*.
- Roldán, G. (2016). Macroinvertebrates as bioindicators of water quality: four decades of development in Colombia and Latin America. *Journal of the Colombian Academy of Exact, Physical and Natural Sciences*, 40 (155), 254. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Romero, D. J., & Tarrillo, H. J. (2017). Evaluación de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores bióticos en la quebrada Chambag, Santa Cruz, Cajamarca, durante agosto, diciembre 2016 y marzo 2017. Tesis de pregrado. Universidad de Lambayeque.
- Salmerón, A., Geada, G., & Fagilde, M. del C. (2017). Propuesta de un índice de diversidad funcional: Aplicación a un bosque semideciduo micrófilo de Cuba Oriental. *Bosque (Valdivia)*, 38(3), 457-466. <https://doi.org/10.4067/s0717-92002017000300003>.
- Salazar, B., & Pastor, Y. R. (2019). Evaluación de la calidad ecológica y ambiental del agua del río Jequetepeque en el tramo de San Juan – Chilete del departamento de Cajamarca en el año 2017 – 2018. Tesis de pregrado. Universidad Privada Antonio Guillermo Urrelo.
- Salvatierra, T. (2012). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de la calidad del agua en el Río Gil González y tributarios más importantes, Rivas, Nicaragua. *Universidad y Ciencia*, 6(9), 38-46.

- Sinche, F., Cabrera, M., Vaca, L., Segura, E., & Carrera, P. (2022). Determinación de la calidad ecológica del agua en el arroyo Orienco utilizando macroinvertebrados bentónicos en la Amazonía norte ecuatoriana. *Evaluación y Gestión Ambiental Integrada*, 19 (3), 615-625.
- Strong, W. L. (2016). Biased richness and evenness relationships within Shannon–Wiener index values. *Ecological indicators*, 67, 703–713. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.043>
- Subiza, E., Brand, C. & Miserendino, M. (2022). Cambios en la composición de las comunidades de macroinvertebrados de agua dulce durante 30 años de urbanización. *Ingeniería Ecológica*, 183, 106738. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106738>
- Tahmineh, L., Asrin, M., & Ayyoob, S. (2021). Assessing impacts of the water poverty index components on the human development index in Iran. *Habitat International*, 113(102375), 0197-3975 <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2021.102375>
- UNESCO (2017). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos, 2017. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>
- Wear, S. L., Acuña, V., McDonald, R., & Font, C. (2021). Sewage pollution, declining ecosystem health, and cross-sector collaboration. *Biological Conservation*, 255(109010), 109010. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109010>
- Vela, C. (2018). Patrones de distribución de Macroinvertebrados Bentónicos y su relación con la Calidad Ecológica del agua en la Microcuenca del Rio Ventilla, Chachapoyas, Amazonas, 2018. Tesis de titulación. Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza.
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M. J., Barbour, M. T., & Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29, 79–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.006>

- Villar, F., Rojas, P., Villacrés, N., Tuesta, R., Rodríguez, S., Alvarado, V., Mendoza, H., Bardales, M., Ludeña, F., Vargas, D., Bazán, S., Velaysosa, O. & García, J (2008). Plan Vial Participativo Provincia de Luya – Departamento de Amazonas.
- Villacrés, D. C., Varela, E. G., Morales, L. C., Farinango, T. G., Pineda, É. G., & Salazar, P. A. V. (2018, June). Relación de temperatura, pH y CE en la variación de concentración de fosfatos en el Río Grande, Cantón Chone. *Congreso de Ciencia y Tecnología ESPE*, 13 (1).
- Yan, J., Sui, J., Xu, Y., Li, X., Wang, H., & Zhang, B. (2020). Assessment of the benthic ecological status in adjacent areas of the Yangtze River Estuary, China, using AMBI, M-AMBI and BOPA biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 153(111020), 111020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.007>
- Yorulmaz, B. y Ertas, A. (2021). Evaluación de la calidad del agua del arroyo Selendi y desempeño comparativo de los índices basados en macroinvertebrados bénticos y parámetros fisicoquímicos. *Biología*, 76 (9), 2599-2607. <https://doi.org/10.1007/s11756-021-00756-3>
- Zárate, G. (2015). Índices bióticos de la comunidad macroinvertebrada en la calidad ambiental del agua del río Huatatas. Ayacucho. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga.
- Zhao, C., Shao, N., Yang, S., Ren, H., Ge, Y., Zhang, Z., Zhao, Y., & Yin, X. (2019). Integrated assessment of ecosystem health using multiple indicator species. *Ecological Engineering*, 130, 157–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.016>

VIII. ANEXOS

Anexo 1. Tomas fotográficas de los puntos muestreados en la época lluviosa y época seca

	
Foto 1. P01- época lluviosa	Foto 2. Punto 01- época seca
	
Foto 3. Punto 02 – época lluviosa	Foto 4. Punto 02 – época seca
	
Foto 5. Punto 03 – época lluviosa	Foto 6. Punto 03 – época seca

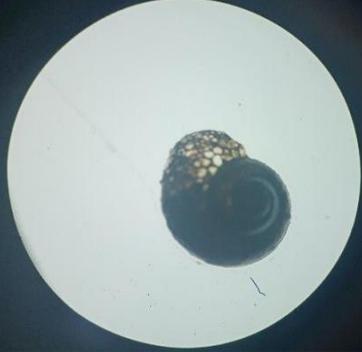
	
<p>Foto 7. Punto 04 – época lluviosa</p>	<p>Foto 8. Punto 04 – época seca</p>
	
<p>Foto 9. Punto 05 – época lluviosa</p>	<p>Foto 10. Punto 05 – época seca</p>
	
<p>Foto 11. Punto 06 – época lluviosa</p>	<p>Foto 12. Punto 06 – época seca</p>

Anexo 2. Hora de la colecta de agua y macroinvertebrados acuáticos en los diferentes puntos de muestreo

Punto	Época	Hora
P1	Ll	2:38 p. m.
	Se	1:40 p. m.
P2	Ll	3:20 p. m.
	Se	2:55 p. m.
P3	Ll	3:13 p. m.
	Se	4:30 p. m.
P4	Ll	4:24 p. m.
	Se	3:58 p. m.
P5	Ll	4:32 p. m.
	Se	3:25 p. m.
P6	Ll	5:12 p. m.
	Se	4:40 p. m.

Ll: Lluviosa Se: Seca

Anexo 3. Panel fotográfico de los macroinvertebrados registrados en los puntos de muestreo

		
<p>Hidropsychidae</p>	<p>Hydrobiosidae</p>	<p>Leptoceridae</p>
		
<p>Calamoceratidae</p>	<p>Glossosmatidae</p>	<p>Xiphocentropodidae</p>
		
<p>Polycentropodidae</p>	<p>Helicopsychidae</p>	<p>Chironomidae</p>

 <p>Simuliidae</p>	 <p>Ceratopogonidae</p>	 <p>Tipulidae</p>
 <p>Tabanidae</p>	 <p>Perlidae</p>	 <p>Leptophlebiidae</p>
 <p>Baetidae</p>	 <p>Leptoxyphidae</p>	 <p>Elmidae</p>
 <p>Ptilodactylidae</p>	 <p>Veliidae</p>	 <p>Planariidae</p>



Physidae



Planorbidae



Hyalellidae



Sphaeriidae



Oligochaeta