

**UNIVERSIDAD NACIONAL INTERCULTURAL DE LA
SELVA CENTRAL JUAN SANTOS ATAHUALPA**



**FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

Relación entre el ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos y
factores ambientales en el gradiente altitudinal de la Cuenca de
Chanchamayo, 2023

TESIS

Para optar el título profesional de Ingeniero(a) Ambiental

AUTOR

Jhanmarcos Jaime Quispe Amancay

Pamela Lisel Meza Espinoza

ASESOR

Mg.Sc. Eduardo Josué Oyague Passuni

Chanchamayo, Perú

2025

AGRADECIMIENTOS

Queremos empezar agradeciendo profundamente a Dios, cuya guía y fortaleza nos acompañó en cada etapa de este proyecto. Su presencia nos brindó ánimo en los momentos difíciles y claridad para enfrentar cada desafío con esperanza y determinación.

A nuestro asesor, Mg.Sc. Eduardo Josué Oyague Passuni, por la confianza que depositó en nosotros desde el primer día, por su paciencia, orientación y sabiduría, las cuales fueron esenciales para el desarrollo de esta tesis.

A nuestros padres, por todo el soporte y motivación brindada para culminar cada actividad concerniente a este trabajo de investigación.

Y a todas aquellas personas, colegas, pareja y amigos que, de alguna forma, ha colaborado profundamente en la realización de esta tesis.

Esta tesis fue financiada como parte del Proyecto de Investigación: **Comparación de la Performance de Diferentes Métodos de Estimación de Caudales Ambientales en la Cuenca del Río Chanchamayo** (Contrato N° 002-2022-UNISCJSA), aprobado mediante RCO N° 158 - 2022-CO-UNISCJSA.

DEDICATORIA

*A nuestros asesor, padres, familia y amigos
por su apoyo incondicional.*

RESUMEN

La distribución altitudinal de la biodiversidad acuática está influenciada por procesos geomorfológicos y variables ambientales que generan sectores con diferentes características de hábitat físico denominadas zonas de procesamiento funcional (ZPF). En este estudio se establecieron 30 puntos de muestreo en un rango altitudinal de 400 a 4500 m s.n. m., cuantificando las propiedades fisicoquímicas del agua y las características geomorfológicas del lugar. Se caracterizó seis (6) ZPF ubicadas en ecosistemas de tipo pajonal andino y bosques de yunga. El análisis de calidad del hábitat arrojó condiciones de hábitat de media a buena. Los tramos andinos (Bw y Bs) presentaron las mejores condiciones con valores de la mediana >6.0 . Los patrones de riqueza y abundancia del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos fueron similares entre las distintas ZPF. Presentaron valores altos en la época seca, que fueron disminuyendo durante la temporada de lluvia. Los tramos de río montano (Mw y Ms) resaltaron en la distribución del índice de Shannon – Wiener con valores de la mediana alrededor de 4.0. Por otro lado, los índices de diversidad funcional de dispersión y entropía de Rao mostraron la presencia de mayor diversidad de especies con funciones específicas en los tramos estrechos con medianas > 3.0 . A su vez, la divergencia funcional presentó concentración de especies generalistas en los tramos de ríos anchos. Sin embargo, la uniformidad funcional demostró que la composición de especies dentro las ZPF es relativamente estable espacial y temporalmente. Por último, el análisis de correspondencia canónica con un valor de $p < 0.001$ probó que las variables ambientales como conductividad eléctrica, pH y oxígeno disuelto influyen significativamente en la composición y distribución de macroinvertebrados bentónicos.

Palabras clave: macroinvertebrados bentónicos, índices de diversidad, variables ambientales, gradiente altitudinal

ABSTRACT

Aquatic biodiversity distribution along altitudinal gradients is influenced by geomorphological processes and environmental variables that generate sectors with different physical habitat characteristics called functional processing zones (ZPFs). In this study, 30 sampling points were established in an altitudinal range from 400 to 4500 m a.s.l., quantifying the physicochemical properties of the water and the geomorphological characteristics of the site. Six (6) PFZs located in Andean grassland and yunga forest ecosystems were characterized. Habitat quality analysis yielded medium to good habitat conditions. The Andean tracts (Bw and Bs) presented the best conditions with median values >6.0 . Patterns of richness and abundance of the benthic macroinvertebrate assemblage were similar among the different FPAs. They presented high values in the dry season, which decreased during the rainy season. The montane river reaches (Mw and Ms) stood out in the distribution of the Shannon - Wiener index with median values around 4.0. On the other hand, Rao's functional diversity indices of dispersion and entropy showed the presence of greater species diversity with specific functions in the narrow reaches with medians > 3.0 . Functional divergence, in turn, showed a concentration of generalist species in the wide river reaches. However, functional uniformity showed that the species composition within the FPAs is relatively stable spatially and temporally. Finally, the canonical correspondence analysis with a p value < 0.001 proved that environmental variables such as electrical conductivity, pH and dissolved oxygen significantly influence the composition and distribution of benthic macroinvertebrates.

Keywords: benthic macroinvertebrate, diversity indices, environmental variables, altitudinal gradient

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	XII
CAPÍTULO I.....	1
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	1
1.1. Fundamentación del Problema.....	1
1.2. Formulación del Problema.....	3
1.2.1. Problema General.....	3
1.2.2. Problemas Específicos.....	3
1.3. Objetivos.....	4
1.3.1. Objetivo General.....	4
1.3.2. Objetivos Específicos.....	4
1.4. Definición y Operacionalización de Variables.....	4
1.5. Hipótesis.....	5
1.5.1. Hipótesis General.....	5
1.6. Justificación.....	6
1.6.1. Justificación Teórica.....	6
CAPÍTULO II.....	10
MARCO TEÓRICO.....	10
2.1. Antecedentes.....	10
2.2. Bases Teóricas.....	13
2.2.1. Gradiente Altitudinal.....	13
2.2.2. Hábitats Acuáticos.....	13
2.2.3. Calidad Física del Hábitat.....	14
2.2.4. Calidad del Agua.....	14
2.2.5. Zonas de Procesamiento Funcional.....	14
2.2.6. Ecología Funcional.....	15

2.2.7. Comunidad y Ensamblaje.....	15
2.2.8. Macroinvertebrados Bentónicos	16
2.2.9. Índices Bióticos	16
2.2.10. Diversidad Taxonómica.....	17
2.2.11. Índices de Diversidad Taxonómica	17
2.2.12. Diversidad Funcional.....	18
CAPÍTULO III	19
METODOLOGÍA Y TÉCNICAS DE INVESTIGACIÓN	19
3.1. Ámbito de Estudio	19
3.1.1. Ubicación.....	19
3.1.2. Características Geomorfológicas	19
3.1.3. Cobertura Vegetal.....	20
3.1.4. Meteorología.....	22
3.2. Nivel, Tipo y Diseño de Investigación	22
3.2.1. Nivel de Investigación	22
3.2.2. Tipo de Investigación	23
3.2.3. Diseño de Investigación.....	23
3.3. Población y Muestra	23
3.3.1. Población	23
3.3.2. Muestra	23
3.4. Procedimientos, Técnicas e Instrumentos de Recolección de Datos.....	25
3.4.1. Instrumentos de Recolección de Datos.....	25
3.4.2. Procedimientos y Técnicas de Recolección de Datos	26
3.5. Análisis de Datos	27
3.5.1. Análisis de Calidad del Hábitat Fluvial	27
3.5.2. Análisis de las Zonas de Procesamiento Funcional (ZPF)	28

3.5.3. Análisis Químico del Agua.....	29
3.5.4 Análisis de los Índices de Diversidad Taxonómica.....	31
3.5.5. Análisis del Índice de Calidad de Agua.....	33
3.5.6. Análisis de los Rasgos Funcionales.....	34
3.5.7 Índices de Diversidad Funcional	36
3.5.8. Análisis Estadístico.....	37
CAPÍTULO IV	38
RESULTADOS Y DISCUSIONES	38
4.1. Presentación de resultados.....	38
4.1.1. Características físicas y químicas del hábitat fluvial a lo largo de la gradiente en la Cuenca de Chanchamayo.....	38
4.1.2. Patrones de riqueza, abundancia y diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos a lo largo de la gradiente	48
4.1.3. Características del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos en las diferentes subunidades hidrográficas que conforman la Cuenca de Chanchamayo.....	61
4.2 Presentación de Discusiones.....	68
4.2.1. Características Químicas y Físicas del Hábitat.....	68
4.2.2. Abundancia, Riqueza y Diversidad Funcional de Macroinvertebrados	70
4.2.3. Influencia de los Factores Ambientales en la Composición de Macroinvertebrados	73
CONCLUSIONES.....	76
RECOMENDACIONES	78
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. <i>Mapa de ubicación de la cuenca Chanchamayo</i>	20
Figura 3. <i>Ubicación de los puntos de muestreo en la cuenca Chanchamayo</i>	25
Figura 4. <i>Diagrama de Piper</i>	31
Figura 5. <i>Ubicación de las zonas de procesamiento funcional en la cuenca</i>	38
Figura 6. <i>Distribución del SVAP en las subcuencas a lo largo de las diferentes temporadas</i>	41
Figura 7. <i>Distribución del SVAP en las zonas de procesamiento funcional a lo largo de las diferentes temporadas</i>	43
Figura 8. <i>Nivel de concentración del pH en relación a la gradiente altitudinal en las diferentes subcuencas</i>	44
Figura 9. <i>Nivel de concentración de la conductividad eléctrica en relación a la altitud en las diferentes subcuencas</i>	45
Figura 10. <i>Nivele de concentración de oxígeno disuelto en relación a la altitud en las diferentes subcuencas</i>	46
Figura 11. <i>Representación de la concentración de cationes y aniones principales en las zonas de procesamiento funcional</i>	48
Figura 12. <i>Distribución del índice EPT en las subcuencas de Chanchamayo a lo largo de las diferentes temporadas</i>	49
Figura 13. <i>Distribución del índice EPT en las zonas de procesamiento funcional a lo largo de las diferentes temporadas</i>	50
Figura 14. <i>Variación del índice de riqueza específica y abundancia en las subcuencas a lo largo de las diferentes temporadas</i>	52
Figura 15. <i>Variación del índice de riqueza específica y abundancia en las ZPF a lo largo de diferentes temporadas</i>	53
Figura 16. <i>Distribución del índice de Shannon – Weiner en las subcuencas a lo largo de las diferentes temporadas</i>	54

Figura 17. <i>Distribución del índice de Shannon – Weiner en las zonas de procesamiento funcional a lo largo de las diferentes temporadas</i>	55
Figura 18. <i>Variación del índice de dispersión funcional a lo largo de las diferentes temporadas en las zonas de procesamiento funcional</i>	58
Figura 19. <i>Variación del índice de divergencia funcional a lo largo de las diferentes temporadas en las zonas de procesamiento funcional</i>	59
Figura 20. <i>Variación del índice de entropía cuadrática de Rao a lo largo de las diferentes temporadas en las zonas de procesamiento funcional</i>	60
Figura 21. <i>Variación el índice de uniformidad funcional a lo largo de las diferentes temporadas en las zonas de procesamiento funcional</i>	61
Figura 22. <i>Análisis multivariado no métrico del ensamblaje de macroinvertebrados en las zonas de procesamiento funcional y las subcuencas</i>	63
Figura 23. <i>Análisis de componentes principales en las zonas de procesamiento funcional</i>	65
Figura 24. <i>Análisis de componentes principales en las subcuencas</i>	66
Figura 25. <i>Análisis de correspondencia canónica en las zonas de procesamiento funcional</i> ..	67

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. <i>Operacionalización de las variables</i>	4
Tabla 2. <i>Persistencia de los factores meteorológicos en la cuenca de Chanchamayo durante el periodo de 1981- 2016</i>	22
Tabla 3. <i>Sitios de muestra a lo largo de la cuenca Chanchamayo con coordenadas de ubicación</i>	24
Tabla 4. <i>Materiales y equipos utilizados durante el desarrollo de la investigación</i>	25
Tabla 5. <i>Categorías del hábitat acuático establecidas en el Protocolo de Evaluación Visual de Arroyos</i>	28
Tabla 6. <i>Escala de pH y efectos en la biota acuática</i>	29
Tabla 7. <i>Escala de conductividad eléctrica y efectos en la biota acuática</i>	29
Tabla 8. <i>Concentración de oxígeno disuelto y la vida acuática</i>	30
Tabla 9. <i>Calidad ecológica del agua con empleo del índice EPT</i>	33
Tabla 10. <i>Rasgos definidos de especies dividido en cuatro categorías</i>	34
Tabla 11. <i>Factor análisis de correspondencia canónica</i>	68
Tabla 12. <i>Factor análisis de varianza permutado (PERMANOVA) sobre el análisis de correspondencia canónica</i>	68

INTRODUCCIÓN

Los ríos de montaña son ecosistemas con una alta diversidad de especies y por ende estratégicos desde el punto de vista ambiental por los servicios ecosistémicos que ofrecen (Meneses et al., 2019). El ejemplo más relevante es el suministro de agua limpia (Messerli & Ives, 1997) para consumo, riego, producción de energía, alimentos y fibra por medio de cultivos, entre otros (Egan & Price, 2017). Asimismo, brindan servicios de apoyo clave ya que albergan una rica biodiversidad, resultado de pronunciados gradientes altitudinales, cambios en la exposición, diversos tipos de suelo y formaciones geológicas.

Se trata de hábitats muy vulnerables a las alteraciones que ocurren en su entorno, las cuales pueden ser producidas de forma natural o antropogénica. Su geografía, crea una diversidad de hábitats fluviales desde rápidos y cascadas hasta zonas más lentas y profundas, lo que se correlaciona con una composición y diversidad de especies considerablemente variable. El establecimiento y distribución de las comunidades acuáticas en los ríos está determinada principalmente por las condiciones físicas y químicas del hábitat, así como por la oferta de recursos (Townsend et al., 2003).

En el caso de los ríos, las unidades geomorfológicas del cauce (caídas, rápidos, tablas, remansos y pozas) son la escala más recomendable para evaluar dichas alteraciones. Esto debido a que difieren en su morfología, profundidad, velocidad y tipos de sustrato y, además, presentan interacciones entre el caudal, la rugosidad del lecho y la pendiente (Ríos et al., 2016). Combinaciones particulares de una serie de unidades geomorfológicas con sus características diferenciadas son conocidas como zonas de procesamiento de funcional. En estas zonas los procesos ecológicos clave como la descomposición de materia orgánica y el ciclo de nutrientes se llevan cabo de manera distinta. Esta heterogeneidad en los procesos ecológicos resulta en una notable diversidad de comunidad acuática a lo largo del río.

Dentro de la comunidad fluvial, el ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos desempeñan un papel crucial en la circulación de la materia y el flujo de energía de los ecosistemas (Scharnweber et al., 2014). Estos organismos son buenos indicadores debido a las características de su ciclo vital, su alta abundancia y diversidad (Everall et al., 2019). Su persistencia requiere condiciones ambientales óptimas que varían según la capacidad de la especie para afrontar dichas condiciones y, por lo tanto, se refleja en su sensibilidad o tolerancia a diferentes gradientes de factores de estrés ambiental (Lakhloufi et al., 2021).

La diversidad taxonómica (DT) de las comunidades acuáticas en los ríos ha sido bien documentada. A diferencia de la DT, que caracteriza a las especies individuales de forma independiente, la diversidad funcional (DF) delinea las variaciones en los rasgos funcionales (Mouillot et al., 2013) de los macroinvertebrados bentónicos los cuales evolucionaron en respuesta a las presiones de selección ejercidas en el entorno espacio temporal de cada especie (Kunz et al., 2024). La comprensión de la estructura de las comunidades y el papel que juegan los rasgos biológicos pueden ayudar a entender mejor el cambio de la biodiversidad a lo largo de un gradiente de disturbio (Negret et al., 2016). Por lo tanto, la integración de información funcional en las evaluaciones ambientales puede proporcionar información complementaria a la proporcionada por la diversidad taxonómica (Sotomayor et al., 2023) capturando con mayor sensibilidad los efectos del filtrado ambiental (Nie et al., 2025).

Bajo este contexto, el presente trabajo tuvo como objetivo determinar la relación entre la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos y los factores ambientales a lo largo del gradiente altitudinal de la Cuenca de Chanchamayo. Con esta información se contribuirá a una mejor comprensión de la dinámica ecológica de los ríos de montaña y su vulnerabilidad ante alteraciones naturales o antropogénicas. Analizar el ensamblaje de forma temporal y espacial no solo aportará información sobre la biodiversidad local sino también servirá para la gestión y conservación de estos ecosistemas acuáticos.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Fundamentación del Problema

La calidad del agua es un determinante clave de la salud de los ecosistemas, influyendo tanto en la biodiversidad como en el bienestar humano (Dippong et al., 2023). La biodiversidad de agua dulce ha disminuido rápidamente en las últimas décadas, con una tasa de reducción del 83 % desde 1970 (Albert et al., 2021; García-Girón et al., 2023). Esta disminución está alterando drásticamente la estructura, la función y la dinámica de los ecosistemas de agua dulce (Geist, 2011). Los organismos de agua dulce son susceptibles a las perturbaciones causadas por factores externos, como el calentamiento climático, los procesos geomorfológicos, el cambio de uso del suelo, la variación estacional, la actividad humana y la interacción biológica (Li et al., 2023; Nogueira et al., 2023).

Los ecosistemas acuáticos de agua dulce albergan una alta biodiversidad y son indispensables para el abastecimiento de recursos naturales a la humanidad (Vörösmarty et al., 2010). Debido a la presión ejercida por las poblaciones humanas, estos ecosistemas se ven amenazados regularmente por la sobreexplotación de sus recursos naturales (Lakhloufi et al., 2021b). Como resultado, se producen profundos efectos en los sistemas hidrológicos locales, que afectan el flujo hídrico, el suministro de recursos alóctonos (Benjamin et al., 2022), las propiedades de los sustratos del suelo, las características físicas y químicas del agua (Borba et al., 2021).

Estas modificaciones hidrológicas provocadas por la actividad humana alteran el funcionamiento ecológico de los sistemas fluviales, afectando los patrones naturales de variabilidad de parámetros físicos, químicos y biológicos del sistema (Vörösmarty et al., 2003). Sin embargo, también existen factores naturales de alteración como la geología del sistema, la altitud y la geomorfología, que pueden causar modificaciones graduales en la composición y funcionalidad de las comunidades acuáticas (Thorp et al., 2006; Elgueta et al., 2019; Maasri et al., 2019).

La comunidad dulceacuícola en su conjunto responde a las modificaciones de los ambientes fluviales de diferentes maneras y con distintos niveles de resiliencia (Dent et al., 2002). Las comunidades de ríos y quebradas, cuanto más pequeñas son y más íntimamente entrelazadas se encuentran con el territorio circundante, tienden a ser más sensibles a cambios en las condiciones del entorno (baja resistencia) pero se pueden recuperar más rápidamente de los impactos (alta resiliencia) (Montoya et al., 2001). La respuesta de las comunidades acuáticas a la alteración ecológica es un fenómeno ampliamente estudiado desde principios del siglo XX (Kolkwitz & Marsson, 1909). Varios componentes de dicha comunidad están compuestos por las microalgas (Fryer, 1957), los macroinvertebrados (Gaufin & Tarzwell, 1952) y los peces (Spehar et al., 1979).

Los macroinvertebrados bentónicos, organismos que habitan en el lecho fluvial y que son reconocibles a simple vista, constituyen uno de los mejores grupos de indicadores debido a una serie de características propias (Rosenberg & Resh, 1993; Alonso & Camargo, 2006): (i) son relativamente sedentarios y su tamaño es macroscópico, lo que facilita su colecta e identificación, (ii) ocupan diversos nichos ecológicos en el ambiente acuático y (iii) en casi todas las regiones existe una taxonomía desarrollada.

Los macroinvertebrados bentónicos juegan un papel muy importante en el funcionamiento de los ríos y quebradas, como componentes del sistema acuático aportando riqueza, diversidad y contribuyendo en el procesamiento de materia orgánica lábil (Pinto Santos, 2018). Adicionalmente, la heterogeneidad espacial de los factores ambientales como la calidad y el caudal del agua genera heterogeneidad en estructura espacial de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, lo que proporciona información ubicada para interpretar la influencia de las variables ambientales en los ecosistemas y permite que las características de las comunidades bentónicas se utilicen ampliamente para evaluar la salud de los ríos ((Brooks et al., 2021); Miliša et al., 2022).

Los ríos son sistemas dinámicos que forman parte de redes integradas de drenaje (cuencas), con diversos cauces y un alto grado de heterogeneidad ambiental (Pimentel et al., 2021). La Cuenca de Chanchamayo está conformada por una amplia red hidrográfica compuesta por numerosos ríos y riachuelos que descienden desde la vertiente oriental de la cordillera central.

Tres subunidades hidrográficas conforman la cuenca: Ulcumayo (Oxabamba), Tarma (Palca) y Tulumayo además de la intercuenca del propio río Chanchamayo que ocupa la parte final del sistema y una porción menor de su superficie. Cada uno de estos ríos presenta condiciones climáticas, hidrológicas y geológicas que resultan ser variadas, así como los niveles de alteración que se experimentan en el territorio circundante y en su hidrología. Como respuesta, la composición de los macroinvertebrados bentónicos será más o menos compleja de acuerdo con las condiciones que presente el medio y las actividades antropogénicas que se desarrollen a lo largo de la gradiente altitudinal.

Entre las actividades antropogénicas que se realizan en la cuenca se encuentran la agricultura, minería, generación hidroeléctrica, sobrepoblación, desarrollo urbano y descargas de aguas residuales. Todos estos factores pueden generar cambios en las propiedades fisicoquímicas del agua y en las características físicas del hábitat. Como consecuencia de los cambios que ocurren naturalmente, y aquellos que se generan producto de la intervención humana, se modifica el funcionamiento del hábitat fluvial y la estructura de las comunidades acuáticas dependientes. En este trabajo se plantea evaluar los cambios que experimenta en su taxonomía, organización comunitaria y estructura funcional el ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos, como producto de gradientes naturales (altitudinal, geológico/geoquímico y ambiental) y aquellos generados por las actividades antrópicas que ocurren en la cuenca.

1.2. Formulación del Problema

1.2.1. Problema General

¿Cuál es la variación de la estructura taxonómica, comunitaria y funcional de los organismos bentónicos a lo largo del gradiente altitudinal en la cuenca de Chanchamayo?

1.2.2. Problemas Específicos

- ❖ ¿Cuáles son las características físicas y químicas del hábitat fluvial a lo largo del gradiente en la Cuenca de Chanchamayo?
- ❖ ¿Cuáles son la riqueza, la abundancia y la diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del gradiente en la Cuenca de Chanchamayo?
- ❖ ¿Cuáles son las características del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos en relación con el nivel de conservación de las diferentes subunidades hidrográficas que conforman la Cuenca de Chanchamayo?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo General

Caracterizar la variación de la estructura taxonómica, comunitaria y funcional de los organismos bentónicos a lo largo de la gradiente en la Cuenca de Chanchamayo.

1.3.2. Objetivos Específicos

- ❖ Determinar las características físicas y químicas del hábitat fluvial a lo largo de la gradiente en la Cuenca de Chanchamayo.
- ❖ Identificar los patrones de riqueza, abundancia y diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos a lo largo de la gradiente en la Cuenca de Chanchamayo.
- ❖ Comparar las características del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos en las diferentes subunidades hidrográficas que conforman la Cuenca de Chanchamayo.

1.4. Definición y Operacionalización de Variables

Tabla 1

Operacionalización de las variables

Variables	Definición Conceptual	Dimensiones	Indicadores	Unidad de Medida
Variables independientes			Índice SVAP	
Calidad del hábitat	Características físicas y geomorfológicas del hábitat en el que viven los organismos.	Evaluación visual del arroyo	(Stream Visual Assessment Protocol)	<i>Puntaje total (0-10 por ítem)</i>
Característica del habitat fluvial		Geomorfología/ funcionalidad del cauce	Zonas de Procesamiento Funcional	<i>Tipo de ZPF</i>
Calidad del agua	Condiciones físicas, componentes químicos y bioindicadores que describen el entorno acuático.	Parámetros fisicoquímicos	pH Conductividad Eléctrica Oxígeno Disuelto	<i>Escala numérica 0 a 14</i> <i>μS/cm</i> <i>mg/L</i>
		Bioindicador	Índice EPT	<i>Porcentaje (%)</i>

Variables	Definición Conceptual	Dimensiones	Indicadores	Unidad de Medida
Variables dependientes	Son los macroinvertebrados que habitan en el fondo de los ecosistemas acuáticos.	Estructura	Riqueza	<i>Número de taxones</i>
			Abundancia	<i>Número de individuos</i>
			Índice de Shannon – Wiener	<i>(Bits/ individuos)</i>
		Diversidad taxonómica	Dominancia de Simpson	<i>Rango de 0 a 1</i>
			Índice de equidad de Pielou	<i>Rango de 0 a 1</i>
		Diversidad taxonómica	Serie de números de Hill (N ₁)	<i>Valor adimensional</i>
			Dispersión funcional (FDis)	<i>Valor adimensional</i>
			Divergencia funcional	<i>Valor adimensional</i>
			Entropía cuadrática de Rao	<i>Valor adimensional</i>
			Uniformidad funcional	<i>Valor adimensional</i>

1.5. Hipótesis

1.5.1. Hipótesis General

La composición del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos en la Cuenca de Chanchamayo varía significativamente a lo largo del gradiente altitudinal debido a cambios hidrológicos, hidráulicos y geológicos que determinan las propiedades hidroquímicas del río.

La composición de los grupos funcionales está principalmente influenciada por la disponibilidad de recursos alimenticios y la adaptación de los macroinvertebrados a las condiciones específicas de cada altitud. Se espera que ciertos grupos funcionales de macroinvertebrados sean más prevalentes en elevaciones más bajas en comparación con elevaciones más altas, debido a las variaciones en la calidad del agua y la temperatura a lo largo del gradiente altitudinal en el periodo de junio 2022 hasta junio de 2023.

1.6. Justificación

1.6.1. Justificación Teórica

Los sistemas fluviales proveen de una serie de servicios ecosistémicos a la humanidad, como ser fuente de recursos hídricos en cantidad suficiente y con la calidad necesaria, alimento, espacios recreativos, vías de transporte y zonas de interés cultural (Arthington et al., 2018). Por su naturaleza longitudinal, suelen ser elementos del paisaje que, aunque ocupan un espacio menor, conectan a lo largo de su recorrido, diferentes ecosistemas, formaciones geológicas, zonas climáticas y espacios culturales (Pimentel et al., 2021). Debido a la gran variedad de sistemas que suelen recorrer, los ríos constituyen en sí mismos mosaicos de tramos con diferentes características hidromorfológicas y geoquímicas (Oyague et al., 2022). Dicha diversidad estructural, genera una gran variedad de comunidades adaptadas a cada una de las características presentes a lo largo del continuo fluvial (Vannote et al., 1980; Junk et al., 1989; Thorp et al., 2006).

Zonas altas con ríos pequeños y oligotróficos, presentarán una escasa productividad interna, por lo que el hábitat y su comunidad serán dependientes de las características del material orgánico que puede ser aportado por el entorno terrestre. Sectores medios en los que el río se ensancha, cuenta con mayor cantidad de nutrientes y un flujo menos turbulento que permite la fijación de productores primarios, tenderá a ser más dependiente de la productividad autóctona (del propio cauce). Los sectores bajos, con pulsos marcados de inundación vaciante tienden a volver a ser dependientes del entorno terrestre, pero con una temporalidad muy característica (Junk & Wantzen, 2004).

El gradiente longitudinal descrito se verá influenciado no solo por la conectividad lateral del río (con el ecosistema terrestre) sino también por la sucesión de características ambientales que ocurren en la cuenca (Fisher et al., 1998; Thorp et al., 2023). Las modificaciones del tipo de cobertura que se realizan a nivel de cuenca resultan en cambios sustanciales en los ecosistemas, incrementándose los fenómenos de transporte de sólidos y reduciéndose las tasas de infiltración y evapotranspiración, afectando las características fisicoquímicas del agua y su hidrología (Zhang et al., 2017; Dwarakish & Ganasri, 2015).

El cambio en la cobertura suele ser causado, particularmente en los países en desarrollo, por un incremento de las áreas agrícolas lo que suele generar fuentes de contaminación relacionadas con el uso de fertilizantes y otros agroquímicos (Moss, 2008; Stackpoole et al., 2019). El establecimiento de ciudades e instalaciones industriales cerca de los ríos permite el acceso directo a los recursos hídricos que estos ofrecen. Sin embargo, esto implica modificaciones sustanciales en la calidad del agua debido a la descarga posterior al uso urbano o industrial, aun cuando estas aguas fueran tratadas (Yang et al., 2022). Adicionalmente, la regulación y derivación de los recursos hídricos mediante la instalación de presas con fines de generación eléctrica, irrigación, abastecimiento o la combinación de dichos objetivos, constituye un impacto adicional y muy extendido sobre los sistemas fluviales del mundo (Vörösmarty, 2002; Vörösmarty et al., 2010).

La comunidad acuática suele responder a estos cambios con modificaciones en su composición taxonómica, estructura comunitaria y complejidad funcional, por lo cual resulta un indicador importante de los patrones de modificación y permite su monitoreo a lo largo del tiempo. Entre los componentes de dicha comunidad, los macroinvertebrados bentónicos son uno de los ensamblajes de mayor importancia en procesos ecológicos, como el flujo de energía en la cadena trófica y el ciclo de nutrientes. Debido a ello, dicho ensamblaje no constituye únicamente un buen grupo de indicadores de calidad ambiental, sino que su modificación puede traer consigo cambios en otros componentes del ecosistema (Covich et al., 1999).

1.6.2. Justificación Práctica

La cuenca de Chanchamayo es uno de los sistemas hidrográficos de la Amazonía peruana, más cercanos a centros urbanos importantes (como Lima y Huancayo) y zonas industriales del centro del país (como el área minera de Casapalca-Morococha-La Oroya-Pasco). Además, la cuenca presenta un gradiente altitudinal importante (desde 600 hasta más de 6000 m s. n. m.) por lo que cuenta con un gran potencial de generación eléctrica el cual se viene explotando de manera intensiva.

En la actualidad, la cuenca cuenta con nueve centrales hidroeléctricas distribuidas en las subcuencas de Tulumayo y Palca-Tarma. La modificación de los regímenes hidrológicos, al menos en tramos fluviales específicos, y la alteración de características fisicoquímicas del agua (como la concentración y tipo de sólidos suspendidos) no han sido evaluadas sistemáticamente en la región. Tampoco existe alguna evaluación consistente sobre los cambios en la calidad y cantidad de los recursos hídricos causados por el cambio en la cobertura debido al uso del territorio ni por el establecimiento de centros poblados o instalaciones industriales.

En tal sentido, el estudio propuesto es importante como una forma de diagnosticar el estado actual de los recursos hídricos en la Cuenca de Chanchamayo, comparando los patrones de variación de los macroinvertebrados bentónicos a lo largo del gradiente fluvial en zonas con diferente intensidad y tipo de aprovechamiento. Asimismo, cabe mencionar que la investigación se enmarca dentro de las políticas ambientales del país, para ser específicos con la Política Nacional del Ambiente al 2030 (2021) dentro del:

- ❖ Objetivo prioritario N.º1: Conservar los ecosistemas y su diversidad biológica para asegurar los servicios ecosistémicos que proveen.
- ❖ Objetivo prioritario N.º 2: Fortalecer la gestión integral de los recursos naturales en el territorio.

Asimismo, se está relacionado los siguientes lineamientos estratégicos:

- ❖ Promover el conocimiento sobre los ecosistemas y su diversidad biológica.
- ❖ Impulsar el enfoque cosmiético en la gestión del territorio.
- ❖ Fortalecer los mecanismos del monitoreo ambiental.
- ❖ Incorporar la gestión por cuencas en la planificación ambiental.

Adicionalmente, el presente estudio se alinea con varios Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) establecidos en la agenda 2030 de las Naciones Unidas (ONU, 2015), entre los que destacan:

- ❖ ODS 6: Agua limpia y saneamiento, porque contribuye con el conocimiento necesario para la gestión sostenible de los recursos hídricos.
- ❖ ODS 13: Acción por el clima, al abordar los impactos del entorno circundante sobre los sistemas fluviales, que se ven agravados por la variabilidad climática.
- ❖ por la variabilidad climática sobre los sistemas fluviales.
- ❖ ODS 14: Vida submarina (en su componente agua dulce)
- ❖ ODS 15: Vida de ecosistemas terrestres, ya que promueve la conservación de la biodiversidad y el equilibrio ecológico de los ecosistemas acuáticos

Por lo expuesto, el desarrollo de este trabajo de investigación constituyó una contribución de parte de la Universidad Nacional Intercultural de la Selva Central Juan Santos Atahualpa, al conocimiento sobre el estado de conservación de los principales sistemas hídricos de la Cuenca de Chanchamayo, en coherencia con los compromisos globales y naciones para el desarrollo sostenible.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes

Liu et al. (2021) estudiaron las respuestas de la diversidad taxonómica y funcional de macroinvertebrados bentónicos a la variación en el uso del territorio (bosque natural, agricultura y suelo urbano) en una cuenca subtropical de China central. El objetivo fue evaluar si existían patrones generales relacionados con el tipo de cobertura del territorio que afectan a los macroinvertebrados bentónicos, y si dicha afectación ocurre con respecto a la organización taxonómica o funcional. Los resultados revelaron diferencias en la composición taxonómica y funcional entre los diferentes usos de tierra. Los sitios de bosque natural presentaron mayor riqueza taxonómica y funcional estando caracterizados por una mayor riqueza de insectos acuáticos.

Por otro lado, organismos con rasgos de mayor resiliencia y resistencia se encontraron con mayor frecuencia en sitios agrícolas y urbanos. La riqueza taxonómica y el índice de Shannon – Wiener disminuyeron significativamente con la intensidad de uso de tierra esto debido a que las condiciones del hábitat y de la calidad del agua pueden eliminar directamente algunas especies sensibles. La diversidad funcional también exhibió cambios importantes, evidenciados en modificaciones de la estructura trófica y algunos atributos de desplazamiento, generados por el cambio en la cantidad y características de los recursos presentes en el medio. Como conclusión los enfoques basados en rasgos funcionales pueden proporcionar evidencia confiable para diagnosticar la causa del deterioro y complementar los resultados de los enfoques basados en taxonomía.

Pires et al. (2000) recopilaron datos de macroinvertebrados e información ambiental en siete sitios de tres afluentes en el curso medio del Río Guadiana cada 3 meses desde abril de 1995 hasta abril de 1997. Obtuvieron como resultado que, a pesar de la variación anual de descarga que es usual en los ríos intermitentes, la comunidad mantiene características relativamente estables. La presencia de Dípteros es la más dominante en la fauna bentónica de estos arroyos con un 73,2 % de la abundancia total, seguidos de Ephemeroptera (10,3 %), Coleoptera (4,1 %) y Trichoptera (3,1 %). Se utilizó el análisis de correspondencia canónica (CCA) para evaluar las relaciones entre la composición taxonómica y las variables del hábitat. Los datos sugieren que los macroinvertebrados tienen una gran capacidad para recuperarse rápidamente de períodos severos de sequía.

La investigación realizada por Ferrú & Fierro (2015) consistió en evaluar la estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del Río Lluta en el desierto de Atacama, Región de Arica y Parinacota, Chile. En este estudio se registraron 66 taxa de macroinvertebrados, correspondiendo en su mayoría a larvas de insectos (46). Los grupos con mayor riqueza fueron Diptera (20 taxa), Coleoptera y Trichoptera (ambos con 7 taxa). Respecto de la abundancia, Chironomidae fue la familia más abundante del área de estudio. El grupo de los colectores-recolectores fue el más representativo en 10 de estaciones, mientras que el grupo de los ramoneadores dominaron en las dos estaciones más cercanas a la desembocadura. Los resultados identificaron que la fauna de macroinvertebrado dulce acuáticos en la cuenca más extrema del norte de Chile, contienen una riqueza específica mucho mayor que otras cuencas desérticas.

Acosta Rivas (2009), en su tesis doctoral determinó la variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del gradiente altitudinal y geoquímico de la cuenca del Cañete (Región Lima, Perú). La Cuenca de Cañete presenta una serie de características geológicas particulares que determinan las características de calidad del agua y patrones hidráulicos. El sector noreste de la cuenca, donde esta se inicia, se encuentra dentro de la Reserva Paisajística Nor Yauyos – Cochas, en esta zona la geología está dominada por material sedimentario rico en depósitos de carbonatos y bicarbonatos e intrusiones rocosas calcáreas. Debido a dichas condiciones geológicas, las características del agua son fuertemente básicas y se forman en el cauce abundantes diques de travertino que contienen el agua formando lagunas naturales en el cauce. Por su parte, los afluentes de la cuenca media y baja presentan características neutras en cuanto al pH y se desarrollan a lo largo de cuencas dominadas por formaciones graníticas, por lo que la geología tiene un efecto muy ligero en las características hidroquímicas. En ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos presenta diferencias en composición taxonómica asociadas a las características hidroquímicas e hidrológicas de cada sector de la cuenca. La parte alta de la cuenca, asociada a formaciones con presencia de rocas calcáreas y carbonatos presenta una gran proporción de Isópodos (*Hyaella*) y muchos Elmidae (Coleoptera), grupos taxonómicos que no están presentes en cantidades sustanciales e los afluentes de la cuenca media y baja.

Lujan et al. (2013), realizaron la evaluación de los patrones de reemplazo de especies y funcionalidad en la comunidad acuática en el gradiente de los ríos Arazá, Inambari y Madre de Dios en el sureste peruano. Utilizando los ensamblajes de peces, macroinvertebrados y perifiton, encontraron cambios abruptos en la composición de la comunidad acuática que se explican parcialmente por los cambios en las características fisicoquímicas. De forma paralela, las interacciones tróficas que incluyen el cambio longitudinal en la disponibilidad y características de los recursos también ejercen una influencia fundamental en las características de la comunidad presente. Una marcada reducción de los insectos trituradores de hojas que son reemplazados por ramoneadores sustenta la hipótesis de que el incremento de temperatura contribuye en el cambio en la estructura trófica del ensamblaje a través de un incremento en la tasa de descomposición microbiana de la materia orgánica lábil. La existencia de ‘bandas’ altitudinales relativamente estrechas en las que existen comunidades características compuestas por distintas especies y adaptaciones tróficas, indicaría que el componente hidrobiológico en el gradiente Andino-Amazónico podría ser sensible a los cambios que ocurren a nivel global (calentamiento, cambio en cobertura y uso del territorio).

Pimentel et al. (2021) analizó los datos de macroinvertebrados bentónicos obtenidos en el programa de monitoreo hidrobiológico del sistema de transporte por ductos del gas natural de Camisea, a lo largo de cruces fluviales ubicados en el sector andino de las regiones Ayacucho, Huancavelica e Ica (Perú). Utilizando tres aproximaciones complementarias (estándares de calidad de aguas, índices basados en macroinvertebrados y el concepto de umbrales ecológicos) evaluó cuál de ellas permitía hacer un diagnóstico más preciso de la condición de los cueros fluviales en el área de estudio, y cual explicaba mejor las relaciones causa-efecto. A través de un análisis multidimensional no-métrico (nMDS), correlacionado con los parámetros fisicoquímicos del agua, se detectaron dos grandes estados estables recurrentes en la composición de los macroinvertebrados bentónicos en ríos de los andes centrales: (i) el primer estado estable corresponde a la composición típica de la temporada seca, con una mayor riqueza de especies y mayor influencia de factores químicos del agua, como la presencia de nutrientes o metales disueltos; (ii) el segundo estado estable corresponde a los ríos en la temporada húmeda, con características determinadas por un incremento en caudal y turbulencia y una mayor concentración de sólidos en suspensión.

2.2. Bases Teóricas

2.2.1. Gradiente Altitudinal

El gradiente altitudinal describe las condiciones ambientales como la humedad, presión atmosférica, la temperatura, la intensidad solar, entre otros factores (Murga Orrillo et al., 2021) los cuales varían a medida que incrementa o disminuya la altitud en una región específica. Las montañas a menudo tienen un amplio rango altitudinal, cambios climáticos abruptos a lo largo del gradiente altitudinal incluso en distancias cortas y un alto nivel de endemismo, lo que las hace más relevantes para la investigación (Zobel, 1997).

Desde hace tiempo se reconoce que la diversidad de especies de diferentes organismos cambia de forma predecible con el aumento de la altitud (Wiens & Donoghue, 2004; (Arif & Changxiao, 2022)). Al igual que con otros gradientes ambientales, comprender los procesos ecológicos asociados a los gradientes de altitud es imperativo para desarrollar patrones más generales de biodiversidad espacial (Rosindell et al., 2011). Asimismo, son considerados laboratorios in situ para comprender cuestiones básicas en la distribución de la biodiversidad y la ecología de los ecosistemas, siendo una herramienta para mejorar comprensión de la relación entre parámetros ambientales y estructura del ecosistema (Malhi et al., 2010).

2.2.2. Hábitats Acuáticos

Los ecosistemas consisten en una comunidad de seres vivos y un entorno físico, mutuamente independientes (Elosegi & Sabater, 2009). Tanto Elosegi & Sabater (2009) como Oyague Passuni (2019), comparten la opinión de que los ríos no deben ser categorizados como ecosistemas debido a su fuerte dependencia del entorno circundante, especialmente en términos de los aportes externos de materia orgánica. Además, los ríos están sujetos a numerosas perturbaciones naturales, tanto como hidrológicas (sequías, avenidas) como físicas (aludes, incendios). No obstante, las perturbaciones de origen humano tienden a ser continuas y pueden ocasionar impactos irreversibles.

Camargo Alvarez (2022), afirma que la integridad ecológica en una cuenca se ve afectada por la influencia humana en las regiones media y baja, donde factores como la deforestación, el establecimiento de monocultivos, la descarga de aguas residuales y la existencia de áreas de pastizales cercanas generan perturbaciones antropogénicas. Desde esta perspectiva, se concibe un hábitat fluvial como un entorno específico dentro de un río, que presenta variaciones a lo largo de su recorrido y este moldeado por una variedad de factores.

2.2.3. Calidad Física del Hábitat

La calidad física del hábitat se refiere a las condiciones físicas y estructurales del entorno en el que viven los organismos. Esto incluye características como: (i) forma del lecho del río; (ii) velocidad y dirección de flujo; (iii) tipo de vegetación ribereña, color aparente del agua y otros factores físicos que influyen en la capacidad de los organismos para sobrevivir y prosperar en su entorno (Infante García, 2018).

El protocolo de evaluación visual de arroyos (SVAP o Stream Visual Assessment Protocol) (USDA, 1998) evalúa el hábitat físico de un río mediante la asignación de puntajes entre 1 (muy pobre) a 10 (excelente) (Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, 2011) para una serie de criterios físicos ambientales. Asimismo, la aptitud del entorno físico para sostener una determinada comunidad de organismos, considerando que una mayor variedad y diversidad de estructuras físicas en el hábitat se correlaciona con una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo habitan (Camargo Alvarez, 2022).

2.2.4. Calidad del Agua

La calidad del agua es la medición de parámetros físicos, químicos y microbiológicos, aunque son cruciales para evaluar la calidad del agua, presenta la restricción de capturar las características del agua en un instante específico de su medición en aguas corrientes (Valcárcel Rojas, 2021). Frente a esta restricción los macroinvertebrados bentónicos proporcionan la oportunidad de obtener una perspectiva ecológica de la condición actual de arroyos y ríos (Li et al., 2010).

2.2.5. Zonas de Procesamiento Funcional

Son áreas específicas dentro del hábitat acuático donde ciertos procesos ecológicos y funciones ambientales ocurren de manera predominante. Estas zonas se caracterizan por tener condiciones en interés particulares como la temperatura, humedad, disponibilidad de nutrientes, o presencia de ciertas especies que influyen en las funciones ecológicas que se llevan a cabo. Estas zonas son muy importantes para entender como los procesos ecológicos contribuyen al funcionamiento general de un ecosistema.

2.2.6. Ecología Funcional

Para predecir la dinámica de las comunidades biológicas y los ecosistemas es necesario entender los mecanismos que controlan la estructura, ensamblaje y funcionamiento de sus comunidades (Weiher & Keddy, 1995; Le Quéré et al., 2005). La ecología funcional es una herramienta para analizar la biodiversidad, entender la función de los organismos en el ecosistema, en base a sus rasgos fenotípicos y de comportamiento que determinan cuándo y dónde sobreviven y cómo interactúan con individuos de otras especies. El desempeño de los organismos puede estar relacionado con los procesos ecosistémicos (flujo de materia y energía), la estabilidad de los ecosistemas (resistencia, y resiliencia), las interacciones biológicas (intra e interespecíficas) y las modificaciones del hábitat (Petchey et al., 2009).

La ecología funcional tiene el potencial de unir la variación morfológica, fisiológica, comportamental y fenológica a nivel de organismo con procesos y patrones a escala comunitaria y ecosistémica. En animales, estos rasgos incluyen una combinación de aspectos de historia de vida, comportamiento y hábitos alimenticios (De Bello et al., 2010).

2.2.7. Comunidad y Ensamblaje

Comunidad y ensamblaje son dos de los términos más importantes en el campo de la ecología comunitaria. Ambos términos vienen siendo ampliamente utilizados en la literatura científica, pero frecuentemente están siendo mal usados y sinonimizados. Moreira et al. (2012) mencionan que los ensamblajes son grupos de especies relacionados taxonómicamente, de un hábitat o área geográfica específica. También mencionan que algunas veces se refieren a “comunidades de especies” pero este término resulta no ser correcto, pues dichos ensambles son delimitados por una clasificación taxonómica basada en la historia y filogenia y no en relaciones ecológicas.

Por otro lado, Fauth et al. (1996) hacen una aclaración útil entre la diferencia de comunidad y ensamblaje. Estos autores definen comunidad como una colección de especies ocurriendo en el mismo lugar al mismo tiempo. Mientras que ensamblaje es definido como el grupo de especies taxonómicamente cercanas que dentro de una comunidad usan recursos diferentes.

En pocas palabras, el ensamblaje se refiere al estudio de una parte de la comunidad seleccionada desde un punto de vista taxonómico (Fauth et al., 1996). En esa misma línea, Ramirez & Gutiérrez (2016) aluden que el término ensamblaje busca transmitir información sobre cómo están estructurados los miembros de un conjunto (composición taxonómica, funcional y estructural). Usando el término ensamblaje transmitimos la idea de que el estudio es mucho más que una lista de especies; se trata de un estudio en que usamos un enfoque de ecología comunitaria para estudiar un componente de la misma.

2.2.8. Macroinvertebrados Bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos son organismos animales perceptibles a simple vista, que se desarrollan preferentemente adosados al sustrato (fondo) de los hábitats acuáticos. En términos generales, esto abarca a aquellos organismos cuyas dimensiones exceden los 0,5 mm de longitud, residen en el lecho de los ríos, aferrándose a sustratos como rocas, vegetación acuática y desechos de plantas, o bien se encuentran sepultados en el material que compone el sustrato (Roldán & Ramírez, 2008).

Los macroinvertebrados bentónicos son muy sensibles a las perturbaciones ambientales lo que las convierte en excelentes indicadores de la salud ecológica. (Rumschlag et al., 2023) Asimismo, son buenos indicadores debido a las características de su ciclo vital, como un siglo de vida suficiente largo para reflejar los cambios ambientales, su alta abundancia y diversidad (Everall et al., 2019). Además, sirven como un eslabón crítico en la red alimentaria acuática y son componentes vitales de la biodiversidad acuática (Peng et al., 2019).

Dada la diversidad de taxones de macroinvertebrados, que influye tanto especies muy sensibles (por ejemplo, plecoptera) como especies más tolerantes (por ejemplo, oligoquetos) que pueden utilizarse eficazmente para evaluar los impactos de diversas perturbaciones antropogénicas (Feio et al., 2021) y medir el grado de degradación de los ecosistemas fluviales (Karr & Chu, 2000).

2.2.9. Índices Bióticos

Los índices bióticos son herramientas de evaluación de calidad que se fundamentan en las distintas reacciones de los organismos ante los cambios en su entorno (niveles de sensibilidad o tolerancia variados) (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2025).

Con frecuencia son una de las metodologías predominantes para evaluar la salud ambiental de los ríos. Implica combinar dos o tres atributos de la comunidad, diversidad de especies, cantidad de individuos y la sensibilidad o resistencia (Asueta et al., 2019).

2.2.10. Diversidad Taxonómica

La función principal del concepto de diversidad taxonómica es la de elaborar descripciones, identificaciones y clasificaciones de los seres vivos en una estructura jerárquica e integrada. Cada estrato de esta estructura es denominada categoría taxonómica, y estas categorías se insertan unas dentro de otras, partiendo desde la categoría fundamental (especie) hasta las de mayor rango como Género, Familia, Orden, Clase, Phylum (Filo o División) y Reino (Arija, 2012).

La diversidad taxonómica también puede analizarse a diferentes niveles: (i) a nivel local se denomina ‘diversidad alfa’, (ii) el patrón de reemplazo de especies entre distintos hábitats (nivel regional) o ecosistemas se denomina ‘diversidad beta’, y (iii) la diversidad global (al nivel del universo muestral que se defina para un estudio determinado) es denominada ‘diversidad gamma’.

Para estimar la diversidad taxonómica se utilizan diferentes índices, como: el índice de diversidad de Simpson (1-D), el índice de Shannon Wiener (H') y el índice de equidad de Pielou (J') (Rojas et al., 2020). Y para ponderar el número de especies por su abundancia se determina a través de la serie de números de Hill (NA) (Moreno, 2001).

2.2.11. Índices de Diversidad Taxonómica

2.2.11.1. Índice de Riqueza Específica.

Es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes. La forma ideal de medir la riqueza de específica es contar con un inventario completo que nos permita conocer el número total de especies (S) obtenido por el censo de la comunidad.

2.2.11.2. Índices de Dominancia.

Índice Simpson: Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie. Está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Magurran, 1988; Peet, 1975).

Índice de Serie de Números Hill: Es una serie de números que permiten calcular el número efectivo de especies en una muestra, es decir, una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa (Hill, 1973; Magurran, 1988).

2.2.11.3. Índices de Equidad.

Algunos de los índices más reconocidos sobre diversidad se basan principalmente en el concepto de equidad, por lo que se describen en esta sección. Al

respecto se pueden encontrar discusiones profundas en Peet (1975), Camargo (1995), Smith & Wilson (1996) y Hill (1997).

Índice de Shannon-Wiener: Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Camargo, 1995; Peet, 1975; Baev & Penev, 1995). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

Índice de Pielou: Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 0.1, de forma que 0.1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

2.2.12. Diversidad Funcional

La diversidad funcional es una faceta de la biodiversidad que establece conexiones entre organismos de distintas categorías biológicas a través de los procesos que desarrollan en el hábitat. En esta interacción, los organismos desempeñan diversas funciones al interactuar entre sí y con su entorno (Almora García, 2021). Se puede afirmar que la diversidad funcional evalúa la diversidad de características funcionales que se encuentran en una comunidad o ensamblaje de organismos (Rosenfeld, 2002).

El componente de diversidad funcional proporciona datos adicionales a la diversidad taxonómica, ya que posibilita una comprensión del potencial de adaptación de las especies a los cambios en el entorno y como esto influye en el funcionamiento del hábitat (Palombo, 2016). Esto se logra al analizar su impacto en procesos como: (i) producción primaria; (ii) ciclo de nutriente y (iii) capacidad de resistir invasiones, lo que otorga una perspectiva más completa y detallada (Song et al., 2014).

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA Y TÉCNICAS DE INVESTIGACIÓN

3.1. **Ámbito de Estudio**

3.1.1. *Ubicación*

La cuenca de Chanchamayo se encuentra ubicada en la región central del Perú, en el departamento de Junín, ocupando parte las provincias de Tarma, Jauja y Chanchamayo (Figura 1). Presenta un amplio rango altitudinal que va desde zonas por encima de los 4000 m s. n. m. hasta menos de 500 m s. n. m. en la parte baja de la cuenca y forma parte del sistema hidrográfico de vertiente oriental de los Andes que drena hacia la Amazonía.

3.1.2. *Características Geomorfológicas*

El área de la cuenca Chanchamayo es de 7526 km², con un perímetro de 629 km y un coeficiente de compacidad (Kc) de 2.03 unidades. Presenta una forma elongada lo que influye en la velocidad de la corriente y la distribución de los caudales por lo que su respuesta hidrológica tiende a ser más lenta y menos pronunciada. Asimismo, está compuesta por amplia red hidrográfica conformada por los ríos Tulumayo, Tarma, Ulcumayo y la intercuenca del propio río Chanchamayo que ocupa la parte final del sistema.

a. La subcuenca del río Ulcumayo

Cubre un área total de 1581 km² con un perímetro de 269 km y un coeficiente de compacidad (Kc) de 1.897 unidades. Su forma es alargada y en términos de respuesta hidrológica es lenta y menos pronunciada con una mayor pendiente, característica de zonas menos amigables con el hábitat.

b. La subcuenca del río Tarma

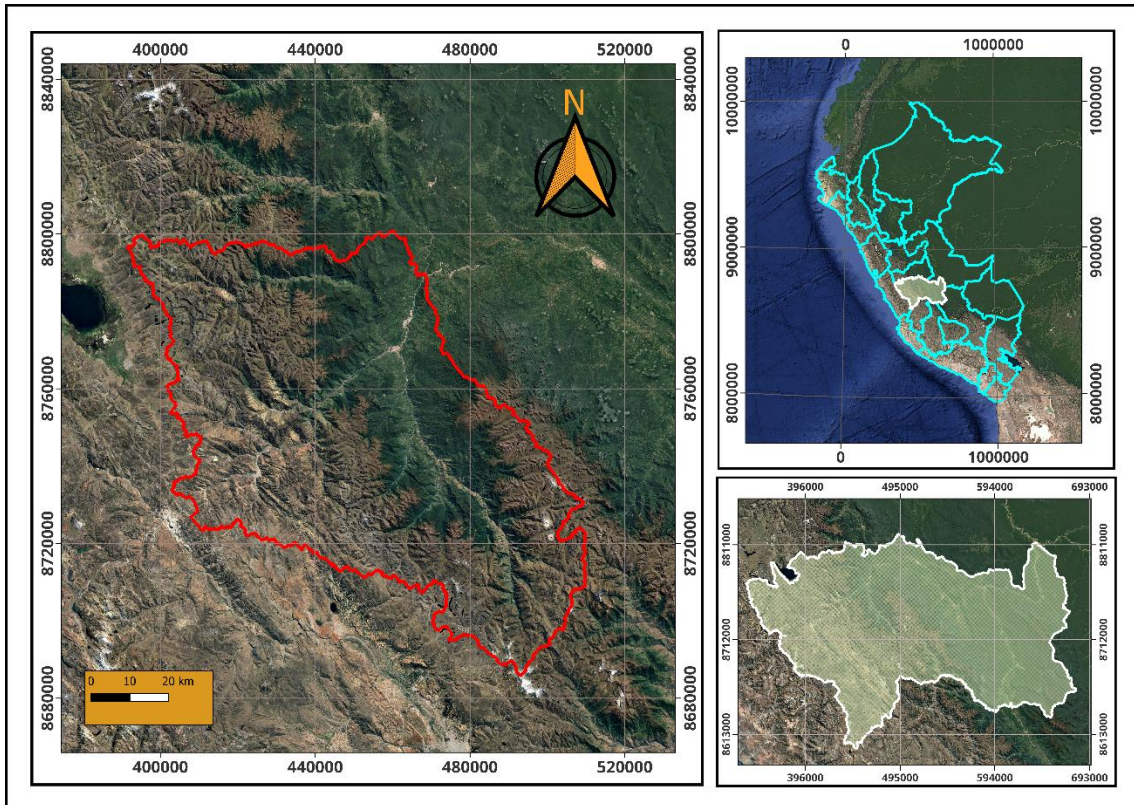
Cubre un área de 2258 km², un perímetro 347 km y un coeficiente de compacidad (Kc) 2.047 unidades compartiendo características similares con la cuenca Chanchamayo y Ulcumayo. Además, es la que presenta menor pendiente lo que indica que las condiciones del hábitat son más amigables.

c. La subcuenca del río Tulumayo

Presenta una extensión que abarca un área total de 3267 km², con un perímetro de 359.823 km y un coeficiente de compacidad (Kc) 1.763 unidades. Cuenta con una forma moderadamente elongada con una pendiente mayor que la cuenca Chanchamayo y subcuencas, siendo más propensa a sufrir inundaciones.

Figura 1

Mapa de ubicación de la cuenca Chanchamayo



Nota. Delimitación de la cuenca hidrográfica de Chanchamayo.

3.1.3. Cobertura Vegetal

El mapa de uso y cobertura vegetal más actualizado fue elaborado por MapBiomás en el año 2022 (Figura 2). Según la distribución vegetal de este mapa, la cuenca Chanchamayo se encuentra predominada por las siguientes formaciones vegetales:

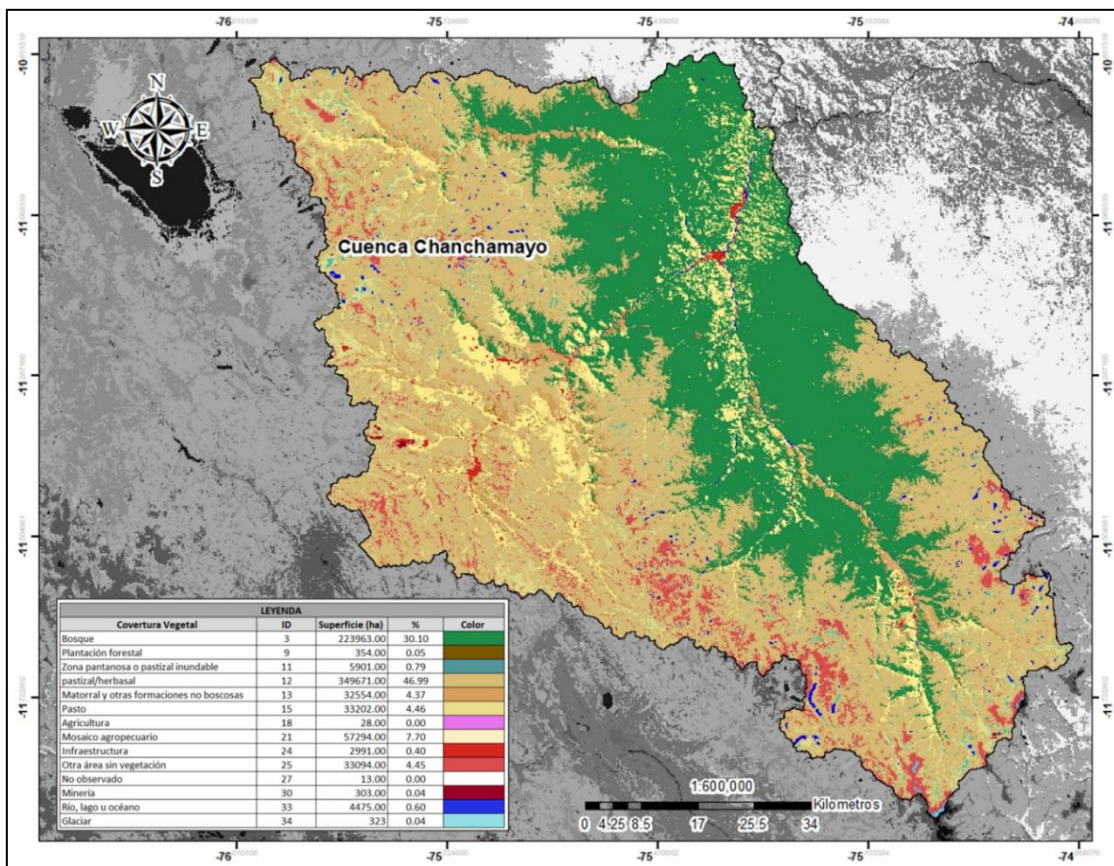
- No boscosa o pajonal de puna andina (pastizal/herbazal, pastizal inundable y matorral y otras formaciones no boscosas) que ocupa alrededor del 55% de todo el territorio. Según el mapa nacional de ecosistemas elaborado por el MINAM (2019) se evidencia una reducción de dicha cobertura vegetal en un 6% aproximadamente lo que puede deberse al crecimiento de áreas agrícolas o infraestructuras.
- Boscosa, conformado por el conjunto de bosques de yunga (montano, basimontano y altimontano) con una extensión que ocupa un 30% de la superficie, el cual obtuvo un crecimiento del 4% desde 2019.

- Áreas agropecuarias (plantación forestal, pasto, agricultura y mosaico agropecuario) que representan un 12.21 % del área de estudio. Esto comparado con la información que brinda el mapa de ecosistemas del MINAM (2019) las áreas presentan un aumento del 8%, que puede estar ligado a la reducción de la formación no boscosa para ser convertida en áreas agrícolas.

Si bien el pajonal andino sigue siendo la formación vegetal más predominante en la cuenca, se han presentado cambios en su distribución, así como en los bosques y áreas destinadas a la agricultura. Estos cambios que se presentan a lo largo de los años son el resultado de procesos históricos de colonización, prácticas agrícolas y dinámicas de recuperación. Cambios que pueden alterar de manera drástica tanto la composición y la abundancia de especies como los macroinvertebrados bentónicos, afectando así la salud de los ríos.

Figura 2.

Mapa de la cobertura vegetal en la cuenca de Chanchamayo en el año 2022



3.1.4. Meteorología

El análisis meteorológico de la cuenca (1981-2016) con los datos recogidos del Senamhi evidencia una variación en la precipitación en diferentes escenarios (Tabla 2). El 80% de los años la precipitación se mantuvo alrededor de 1274 mm, el 50 % bordeaba los 1478 mm y un 20 % presentó una precipitación promedio de 1634 mm, esto puede indicar que dicha área experimenta una estacionalidad no tan marcada en las lluvias.

Por otro lado, la temperatura mínima durante todos los años se encuentra alrededor de los 5 °C, mientras que la temperatura máxima el 80% de los años es de 15 °C, el 50% y 20 % la temperatura esta alrededor de 16 °C (Tabla 2). La temperatura tanto máxima como mínima muestra una variabilidad pequeña, por lo que se puede interpretar que las temperaturas son relativamente constantes a lo largo de los años.

Por su lado, la evapotranspiración también muestra una variabilidad menor. El 80% de años la evapotranspiración es de 829 mm, el 50% es de 848 mm y el 20% 865 mm siendo los años con mayor evapotranspiración (Tabla 2). Una evapotranspiración menor podría estar relacionado con una menor disponibilidad de agua en el suelo.

Tabla 2

Persistencia de los factores meteorológicos en la cuenca de Chanchamayo durante el periodo de 1981- 2016

	Porcentaje de Persistencia		
	50%	Años secos (80%)	Años húmedos (20%)
Precipitación	1478 mm	1274 mm	1634 mm
Temperatura máxima	16 °C	15 °C	16 °C
Temperatura mínima	5 °C	5 °C	5 °C
Evapotranspiración	848 mm	829 mm	865 mm

3.2. Nivel, Tipo y Diseño de Investigación

3.2.1. Nivel de Investigación

El nivel de investigación es descriptivo y explicativo.

El estudio descriptivo pretende especificar las propiedades características y perfiles de personas, grupos comunidades procesos objetos o cualquier otro fenómeno que se someta a un análisis (Herández & Mendoza, 2018). Mientras que el estudio explicativo se centra en explicar por qué ocurre un fenómeno y en qué condiciones se manifiesta o por qué se relacionan dos o más variables (Hernandez, 2014).

Estas definiciones calzan con el propósito de este estudio ya que se busca analizar y conocer la estructura taxonómica, comunitaria y funcional del ensamblaje de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y explicar la relación entre el ensamblaje de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y los factores ambientales que ocurren en la cuenca.

3.2.2. Tipo de Investigación

El tipo de investigación es básica descriptiva, con enfoque cuantitativo donde se emplean procedimientos estadísticos para recopilar, procesar e interpretar la información obtenida.

3.2.3. Diseño de Investigación

La presente investigación es de diseño no experimental longitudinal. No experimental ya que no se realiza ninguna clase de intervención o control en las variables estudiadas y longitudinal puesto que se recolectaron muestras de macroinvertebrados en diferentes temporadas para poder analizar su variación y encontrar tendencias o patrones estacionales.

3.3. Población y Muestra

3.3.1. Población

La población está compuesta por los macroinvertebrados bentónicos presentes en la toda la cuenca de Chanchamayo.

3.3.2. Muestra

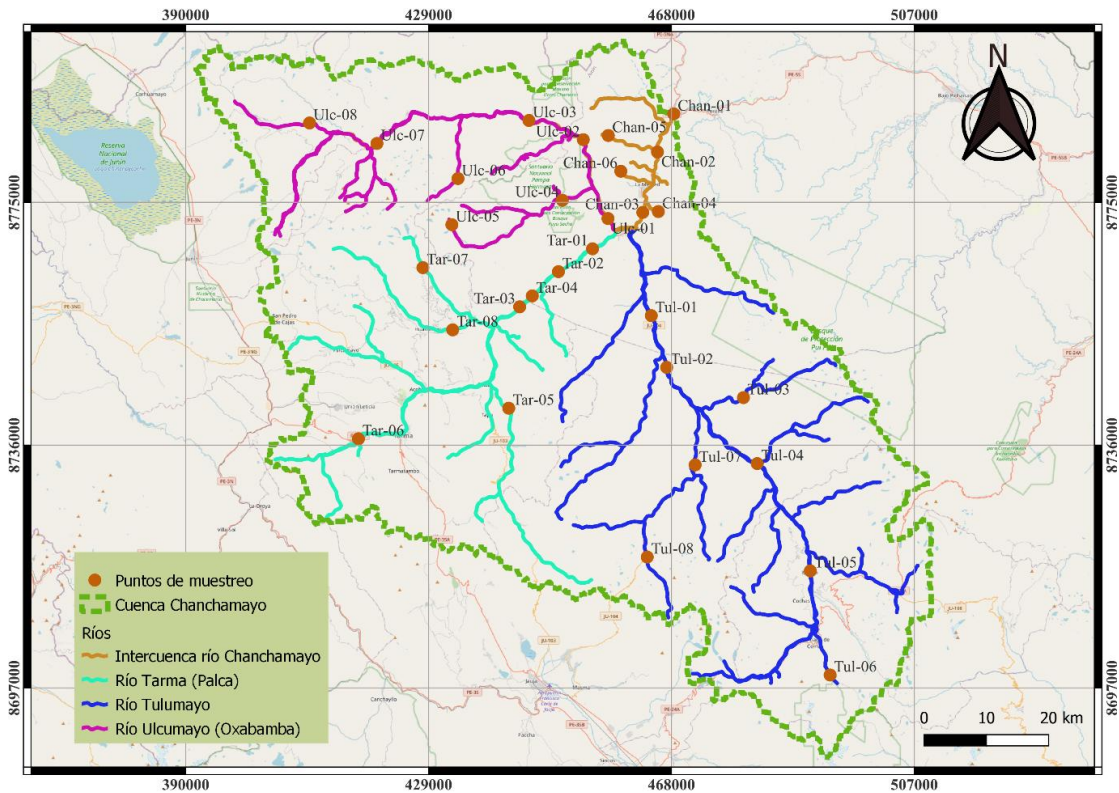
La muestra será representada por los individuos de macroinvertebrados bentónicos presentes en los 30 puntos de evaluación ubicados a lo largo del gradiente altitudinal de la cuenca de Chanchamayo (Figura 3). Los ríos Ulcumayo, Tulumayo y Tarma presentan ocho (8) puntos de muestreo, mientras que el río Chanchamayo cuenta con seis (6) puntos (Tabla 3).

Tabla 3*Sitios de muestra a lo largo de la cuenca Chanchamayo con coordenadas de ubicación*

N° de puntos	Puntos de muestreo	Coordenadas UTM	
		Este (X)	Norte (Y)
1	Chan-01	468377.386	8789226.78
2	Chan-02	465759.814	8783096.46
3	Chan-03	463398.922	8773398.93
4	Chan-04	465901.247	8773529.48
5	Chan-05	457858.908	8785748.67
6	Chan-06	459873.273	8780006.65
7	Tar-01	455330.733	8767545.43
8	Tar-02	449855.335	8763875.58
9	Tar-03	443625.27	8758223.65
10	Tar-04	445654.782	8759987.33
11	Tar-05	441874.887	8741940.95
12	Tar-06	417737.27	8737025.65
13	Tar-07	428087.527	8764522.82
14	Tar-08	432867.965	8754530.65
15	Tul-01	464765.456	8756808.93
16	Tul-02	467235	8748497
17	Tul-03	479566.007	8743644
18	Tul-04	481771.288	8733046.45
19	Tul-05	490300.82	8715815.75
20	Tul-06	493481.722	8699086.26
21	Tul-07	471806.009	8732839
22	Tul-08	464110.701	8718033.16
23	Ulc-01	457814.567	8772410.13
24	Ulc-02	453839.858	8785079.54
25	Ulc-03	445113	8788157
26	Ulc-04	450474.422	8775346.19
27	Ulc-05	432742.172	8771420.39
28	Ulc-06	433724.345	8778829.8
29	Ulc-07	420703.59	8784469.35
30	Ulc-08	409886.086	8787756.53

Figura 3.

Ubicación de los puntos de muestreo en la cuenca Chanchamayo



3.4. Procedimientos, Técnicas e Instrumentos de Recolección de Datos

3.4.1. Instrumentos de Recolección de Datos

Tabla 4

Materiales y equipos utilizados durante el desarrollo de la investigación

Materiales	Equipos
Bolsas de geólogo	Sistema de posicionamiento global (GPS)
Bolígrafo o rotulador	Multiparámetro OHAUS que mide pH, oxígeno y conductividad
Alcohol 70%	Red surber
Lápiz	Equipos de protección personal (mandil y gafas)
Etiquetas de papel cansón	Bandejas blancas de plástico 30 por 20 cm
Cinta aislante	Lavatorio
Fichas de observación para calidad de hábitat	Tamices ASTM número 8, 16, 30 y 50
Wincha métrica	Placas Petri
	Pinzas entomológicas
	Viales de vidrio
	Estereomicroscopio

Materiales	Equipos
	Estilográfico Formularios previamente preparados para anotar la identificación y recuentos Guías de identificación de Dominguez & Fernández (2009) y Hamada et al., (2014).

3.4.2. Procedimientos y Técnicas de Recolección de Datos

3.4.2.1. Procedimiento y Técnica en Campo.

Para esta tesis se trabajó con los datos de colecta de calidad de hábitat, calidad de aguas y macroinvertebrados bentónicos en 30 puntos de evaluación del proyecto “comparación de la performance de diferentes métodos de estimación de caudales ambientales en la cuenca de Chanchamayo” (RCO -2022-CO/UNISCJSA)

Durante la evaluación de la calidad del hábitat se ubicó un tramo representativo dentro de cada punto y se aplicó el Protocolo de Evaluación Visual de Arroyos (SVAP, Stream Visual Assessment Protocol) del Servicio de Conservación de Recursos Naturales del USDA (USDA, 1998) que consta de dos secciones principales: identificación del tramo y evaluación.

Las colectas fueron realizadas entre los años 2022 y 2023 en las siguientes campañas: abril, mayo, junio, agosto, octubre y diciembre del 2022, febrero, abril, junio y julio del 2023. Como puede apreciarse, el registro de los datos con los que se trabajó esta tesis comprende tanto la temporada seca (normalmente entre mayo y noviembre) como la temporada húmeda (diciembre hasta abril) del año hidrológico 2022-2023. La captura de los macroinvertebrados se realizó mediante el método de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas del MINAM (2014) utilizando la red Surber para muestras cuantitativas con una superficie básica de 30 x 30 cm y una abertura de malla de 500 μm .

El muestreo se realizó colocando la malla a contracorriente y removiendo el sustrato aguas arriba de la manga (Jáimez et al., 2002). Cada muestra comprendió 5 submuestras las cuales fueron recolectadas en diferentes sustratos (arena, hojarasca, troncos sumergidos, suelo del llano inundado, etc.) cubriendo una distancia de entre 100 a 500 m. Las muestras tomadas fueron almacenadas en bolsas de geólogo conservadas en alcohol etílico al 70% para su posterior traslado al laboratorio. Las bolsas se rotularon con los datos de la cuenca y el tipo de microhábitat (pozas, rápidos, remansos, tablas, etc.).

Para la determinación de la calidad fisicoquímica del agua *in situ* se utilizaron medidores portátiles OHAUS starter (OHAUS Corporation, New Jersey, Estados Unidos) para registrar datos de temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica. Las determinaciones se realizaron directamente en las aguas de cada sector de muestreo. Adicionalmente, se tomaron muestras de un litro de agua en botellas de plástico las cuales fueron colectadas en dirección opuesta al flujo de la corriente, desde la superficie de los ríos para luego ser rotuladas y posteriormente ser enviadas al laboratorio de la Universidad Nacional Agraria la Molina para ser analizadas y la determinar el parámetro de iones mayoritarios: aniones (SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^-) y cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+).

3.4.2.2. Procedimiento y Técnica en Laboratorio.

Cada muestra recolectada, fue tamizada y separada utilizando un juego de tamices estándar ASTM número 8, 16, 30 y 50 (2.36 mm, 1.18 mm, 600 μ m y 300 μ m) y luego un estereoscopio Nikon SMZ 460 (7 a 30 aumentos). Después de la separación, los macroinvertebrados fueron identificados hasta el nivel taxonómico más fino posible (en su mayoría Género-morfoespecie) usando una serie de claves especializadas como: Hamada et al., (2014); Thorp & Rogers, (2015). Posteriormente los macroinvertebrados fueron procesados de acuerdo a los rasgos funcionales listados en (Poff et al., 2006).

3.5. Análisis de Datos

3.5.1. Análisis de Calidad del Hábitat Fluvial

Se llevó a cabo un análisis de la calidad del hábitat fluvial empleando el Protocolo de Evaluación Visual de Arroyos (SVAP, Stream Visual Assessment Protocol) del Servicio de Conservación de Recursos Naturales del USDA (USDA, 1998).

El protocolo considera diez criterios trascendentales de evaluación: (1) condición de canal, (2) evidencia de alteración hidrológica, (3) condición de las riberas, (4) extensión de la cobertura vegetal ribereña, (5) calidad de la vegetación ribereña, (6) cobertura del canal, (7) apariencia del agua, (8) enriquecimiento por nutrientes, (9) presencia de estiércol o desechos humanos, (10) presencia de estanques, (11) presencia de barreras para organismos acuáticos (12) complejidad de hábitat para organismo acuáticos y (13) incrustamiento/cobertura del sustrato en rápidos.

Cada criterio recibe una calificación que varía de 0 (condiciones bajas) a 10 (condiciones excelentes). El resultado final, denominado SVAP, se calcula sumando todas las calificaciones y dividiendo el total por el número de criterios evaluados, lo que proporciona una indicación del estado del cuerpo de agua (Boyer, 2009).

Tabla 5

Categorías del hábitat acuático establecidas en el Protocolo de Evaluación Visual de Arroyos

Puntuación SVAP	Categoría del hábitat
1 - 2.9	Severamente degradado
3 - 4.9	Pobre
5 - 6.9	Medio
7 - 8.9	Bueno
9 - 10	Excelente

Fuente: Boyer (2009).

3.5.2. Análisis de las Zonas de Procesamiento Funcional (ZPF)

La red de drenaje de la cuenca de Chanchamayo se obtuvo del Instituto Geográfico Nacional (IGN) del Perú, que proporciona una representación digital a escala 1:100 000 de los atributos geográficos dentro de los cuadrángulos a lo largo del país. Para este trabajo, se utilizaron solo los cursos de agua de segundo o mayor orden de Strahler contenidos en los cuadrángulos 22 (i-m), 23 (i-m) y 24 (i-m). Se creó una serie de 248 tramos con una longitud máxima de 5 km a lo largo de los 942 km de la red fluvial estudiada.

Para identificar similitudes en las zonas de procesamiento funcional (ZPF) de los tramos del río, se obtuvieron 24 variables geológicas, climáticas, geomórficas y ecológicas. Los índices geomorfológicos de elevación y de valle y canal se obtuvieron del DEM ALOS-Palsar (resolución horizontal de 12,5 m).

Para la geología, se utilizaron los cuadrángulos 22 (i-m), 23 (i-m) y 24 (i-m) del Mapa Geológico Nacional (1:100 000) producido por el Instituto Nacional Geológico Minero y

Metalúrgico (INGEMMET). La precipitación, la evapotranspiración y la temperatura a escala de cuenca se extrajeron de la base de datos interpolada climática peruana (PISCO) con una resolución de 0,1° (Aybar et al., 2020, Huerta et al., 2022). Los tipos de ecosistemas dominantes en los valles se extrajeron del ráster de ecosistemas terrestres mundiales del USGS (Sayre et al., 2020).

3.5.3. Análisis Químico del Agua

Los parámetros físicos del agua (pH, conductividad eléctrica y oxígeno disuelto) se analizaron a través del método de regresión lineal simple (modelo lm).

3.5.3.1. Potencial de Hidrogeno (pH).

Tabla 6

Escala de pH y efectos en la biota acuática

pH	Efectos en la biota acuática
< 4.0	Muerte ácida
4.0 - 5.0	Efectos adversos en la reproducción
5.0 - 6.5	Crecimiento lento en muchas especies
6.5 - 9.0	Rango óptimo
9.0 - 11.0	Crecimiento lento y efectos reproductivos adversos
> 11.0	Muerte alcalina

Fuente: Boyd (2015)

3.5.3.2. Conductividad Eléctrica.

La clasificación de rangos de conductividad eléctrica presentada en la tabla 7 Es una síntesis elaborada a partir de los efectos ecológicos descritos por (Cañedo-Argüelles et al., 2013) (Nielsen et al., 2003) (Beermann et al., 2018) (Kefford et al., 2007) (Williams, 2001) quienes destacan que aguas de baja mineralización pueden generar estrés osmótico en biota sensible.

Tabla 7

Escala de conductividad eléctrica y efectos en la biota acuática

Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Efectos en la biota acuática
< 20 – 50	Aguas de muy baja mineralización; biota especializada, algunos peces e invertebrados muestran estrés osmótico
50 – 100	Rango típico de ríos oligotróficos; biota sensible a incrementos de sales; comunidades prístinas

100 – 500	Rango considerado óptimo para peces de agua dulce en acuicultura; buena reproducción y crecimiento
500 – 2,000	Aceptable para la mayoría de peces cultivados; algunas especies más sensibles pueden mostrar estrés
2,000 – 5,000	Puede ser tolerado por peces resistentes (ej. tilapia, carpa), pero muchas especies silvestres muestran efectos negativos
> 5,000	Salinidad excesiva para la mayoría de la biota de agua dulce; riesgo de mortalidad y desplazamiento de comunidades

Fuente: (Propia)

3.5.3.2. Oxígeno Disuelto (OD).

El oxígeno se considera un parámetro clave para evaluar la calidad del agua. Relacionándose su variabilidad con cambios en la temperatura y la salinidad (Roldán Pérez, 2003).

Tabla 8

Concentración de oxígeno disuelto y la vida acuática

Oxígeno Disuelto(mg/l)	Definición
0 – 2	No suficiente oxígeno para soportar vida animal en el agua.
2 – 4	Sólo pocos peces e insectos acuáticos pueden sobrevivir.
4 – 7	Bueno para la mayoría de animales acuáticos, aceptable para peces de aguas tropicales y bajo para peces de aguas frías.
7 – 11	Muy bueno para la mayoría de vida animal en ríos y lagos.
> 11	Sobresaturación: puede ocurrir en aguas frías o con intensa fotosíntesis; no suele ser letal, pero indica condiciones eutróficas o de alta productividad.

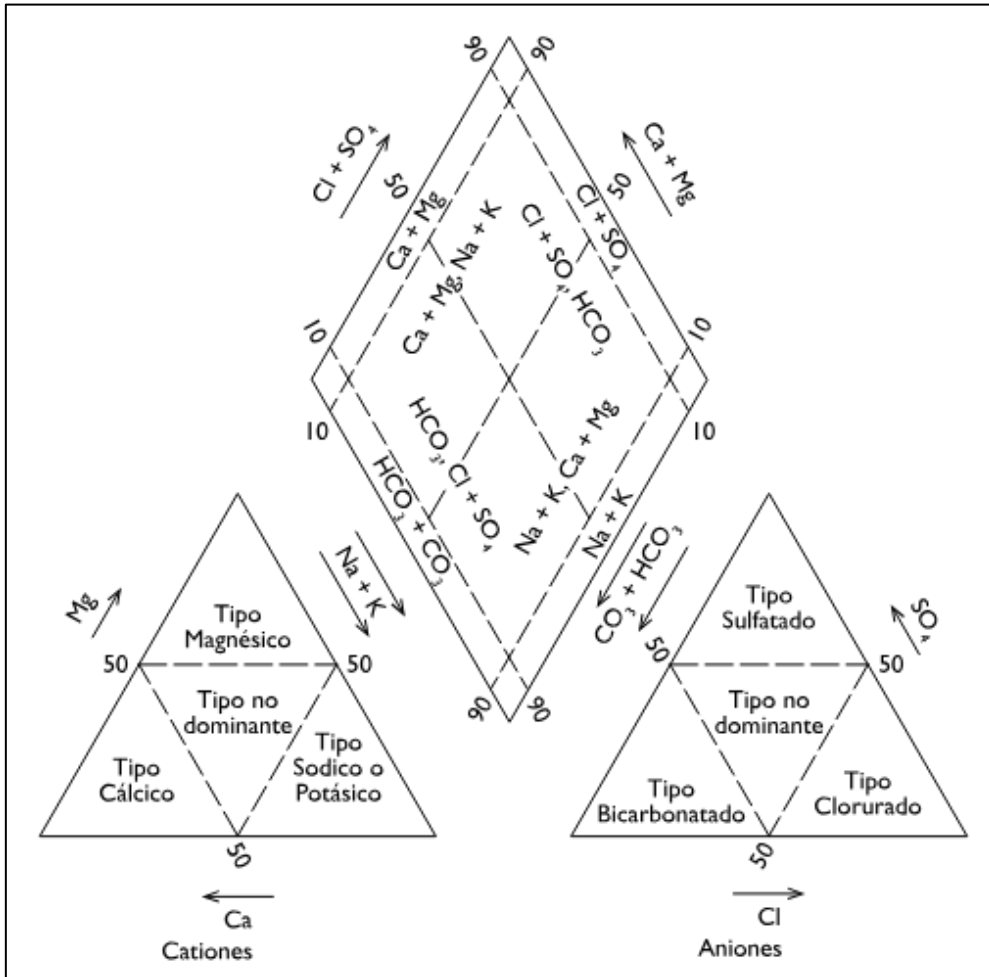
Fuente: Perevochtchikova et al., (2016)

3.5.3.3. Iones Mayoritarios.

Para el análisis de iones mayoritarios, cationes (Ca^{+2} , Na^+ , Mg^{+2} , K^+) y aniones (SO_4^{-2} , Cl^- , HCO_3^-) se utilizó el diagrama de Piper para representar la composición química de las muestras de agua de la zona de estudio (Figura 4).

Figura 4.

Diagrama de Piper



Nota: Diagrama de clasificación de facies de aniones y cationes en términos de porcentajes de iones mayores. Los tipos de agua se designan según el dominio en el que se producen segmentos del diagrama (Morgan & Winner, 1962; Back, 1966).

3.5.4 Análisis de los Índices de Diversidad Taxonómica

La estructura del ensamblaje de macroinvertebrados será analizada usando los índices ecológicos de Equidad de Pielou (J'), índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H'), Índice de dominancia Simpson (S') y el término uno de la Serie de números de Hill (N_1) (Álvarez et al., 2004).

3.5.4.1. Índice de Diversidad de Shannon – Wiener (H').

Su cálculo se expresa de la siguiente manera:

$$H' = - \sum_{i=0}^s (P_i)(\log_2 P_i) \approx \text{Donde } P_i = \frac{n_i}{N}$$

Donde:

H' = contenido de la información de la muestra (bits/individuos)

P_i = proporción del total de la muestra que corresponde a la especie i

n_i = número de individuos de la especie

N = número del total de los individuos de todas las especies

3.5.4.2. Índice de Dominancia de Simpson (S').

Su cálculo se expresa de la siguiente manera:

$$S' = \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Donde:

S' = índice de Simpson

n_i = el número de individuos de todas las especies

N = el número total de individuos de todas las especies

3.5.4.3. Equidad o Índice de Pielou (J').

Su cálculo se expresa de la siguiente manera:

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Donde:

J' = equidad de Pielou

H' = índice de Shannon - Wiener

S = número de especies

3.5.4.4. Serie de números de Hill.

Su cálculo se expresa de la siguiente manera:

$$N_k = \left(\sum (P_i^k) \right)^{1/(1-k)}$$

Donde la derivación de esta ecuación genera diferentes ordenes denominados k . los tres primero ordenes ($k=0$ ó 1 ó 2) coinciden con las tres medidas más importantes de diversidad, en particular.

Si $k = 0$, entonces

$$N_0 = S(\text{numero total de especies})$$

$$N_1 = 2^{H'} = \text{Log}_2 \left(\sum P_i (-\log P_i) \right)$$

$$N_2 = 1/\lambda = 1/\sum P_i^2$$

Esta es una serie de números, la cual es una medida del número de especies es ponderada por su abundancia relativa.

Donde:

P_i = Abundancia proporcional de la especie i , lo cual implica obtener el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

N_1 = Numero de especies abundantes ($2^{H'}$) (H' es el índice de Shannon – Wiener)

N_2 = Número de especies muy abundante = $1/\lambda$ (para λ ver el índice de Simpson)

3.5.5. Análisis del Índice de Calidad de Agua

3.5.5.1. Índice Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT).

El índice EPT se fundamenta en la proporción relativa (%) de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, los cuales en algunos casos están asociados con ambientes de alta calidad, como aguas bien oxigenadas, y son sensibles a la contaminación orgánica (Lenat, 1988; Lenat & Penrose, 1996; Giacometti & Bernosa, 2006).

Tabla 9

Calidad ecológica del agua con empleo del índice EPT

Valor EPT (%)	Calidad del Agua
75 – 100	Muy Buena
50 – 74	Buena
25 – 49	Regular
0 – 24	Mala

Fuente: Carrera Reyes & Fierro Peralbo (2001)

Su cálculo se expresa de la siguiente manera:

$$ETP = \frac{E + T + P}{N^{\circ} \text{ total de macroinvertebrados}} \times 100$$

Donde:

E= número total de macroinvertebrados del orden Ephemeroptera.

P= número total de macroinvertebrados del orden Plecoptera.

T= número total de macroinvertebrados del orden Trichoptera.

N°= número total de individuos muestreados (macroinvertebrados).

3.5.6. Análisis de los Rasgos Funcionales

Rasgos definidos en base al cuadro de agrupación de agrupación de 20 rasgos de especies que fue dividido en 4 categorías amplias por Poff et al. (2006).

Tabla 10

Rasgos definidos de especies dividido en cuatro categorías

Rasgo	Estado de Rasgo	Código
Historia de vida		
Voltinismo	Semivoltinismo (<1 generación/año)	Volt1
	Univoltinismo (1 generación/año)	Volt2
	Bi-o multivoltinismo(>1 generación/año)	Volt3
Desarrollo	Rápido estacional	Desa1
	Lento estacional	Desa2
	No estacional	Desa3
Sincronización de emergencia	Mal sincronizado (semana)	Sinc1
	Bien sincronizado (día)	Sinc2
Vida adulta	Muy corto (<1 semana)	Vida1
	Corto (<1 mes)	Vida2
	Largo (>1mes)	Vida3
Capacidad adulta para salir	Ausente (sin incluir emergencia)	Cap1
	Presente	Cap2
Capacidad de sobrevivir a la desecación	Ausente	CapS1
	Presente	CapS2
Movilidad		
Dispersión femenina	Baja (1 km de vuelo antes de poner huevos)	Disp1
	Alta (1 km de vuelo antes de poner huevos)	Disp2
Fuerza de vuelo adulto	Débil (p ej., no puede volar en una brisa ligera)	Fue1
	Fuerte	Fue2
	Raro (solo catastrófico)	Ocu1
Ocurrencia en la deriva	Común (típicamente observado)	Ocu2
	Abundante (dominante en muestras deriva)	Ocu3
Tasa máxima de rastreo	Muy baja (<10 cm/h)	Tas1
	Baja (<100 cm/h)	Tas2

	Alta (>100cm/h)	Tas3
	Ninguno	Hab1
Habilidad para nadar	Débil	Hab2
	Fuerte	Hab3
Morfología		
	Ninguno (al aire libre)	Adj1
Adjunto	Algunos (sésiles, sedentarios)	Adj2
	Ambos	Adj3
	Ninguno (formas de cuerpo blando)	Blin1
Blindaje	Pobre (muy esclerotizado)	Blin2
	Bueno (p. ej., algunos tricópteros encajonados)	Blin3
	Aerodinámico (plano, fusiforme)	For1
Forma	No aerodinámico (cilíndrico, redondo o bluff)	For2
	Tegumento	Res1
Respiración	Gills	Res2
	Plastrón, espiráculo (aéreo)	Res3
	Pequeño (<9 mm)	Tam1
Tamaño en la madurez	Mediano (9-16 milles)	Tam2
	Grande (>16 mm)	Tam3
Ecología		
	Solo deposicional	Reo1
Reofilia	Deposicional y erosional	Reo2
	Erosión	Reo3
	Euritermal frío o estenotérmico frío	Pref1
Preferencia térmica	Euritermal frío/cálido	Pref2
	Euritermal cálido	Pref3
	Madriguera	Hab1
	Trepar	Hab2
Hábito	Extensión	Hab3
	Adherirse	Hab4
	Nadar	Hab5
	Patinar	Hab6
Hábito tropical	Coleccionista-recolector	HabT1
	Filtro colector	HabT2
	Hervívoro (raspador, perforador y triturador)	HabT3
	Depredador (perforador y devorador)	HabT4
	Triturador (detritíburo)	HabT5

Nota: Rasgos definidos en base al cuadro de agrupación de 20 rasgos de especies que fue dividido en cuatro (4) categorías amplias por Poff et al. (2006).

3.5.7 Índices de Diversidad Funcional

La diversidad funcional se refiere a la variación en los rasgos biológicos, morfológicos y ecológicos que poseen las especies dentro de una comunidad, y describe como estos rasgos determinan el rol que desempeñan los organismos en los ecosistemas. A diferencia de las métricas taxonómicas tradicionales (riqueza o abundancia), la diversidad funcional permite comprender como responden las comunidades con respecto a los gradientes ambientales, como se estructuran y que funciones ecosistémicas podrían verse afectadas (Mouillot et al., 2013) (Cadotte et al., 2011)

3.5.7.1 Dispersión Funcional (FDis).

Propuesto por (Laliberté & Legendre, 2010) este índice cuantifica la amplitud del espacio funcional ocupado por a la comunidad. Se calcula como la distancia promedio ponderada por abundancia de cada especie respecto al centroide multivariado formado por los rasgos.

- Valores altos indican que las especies poseen rasgos muy distintos entre sí (alta amplitud funcional)
- Valores bajos sugieren que las especies son funcionalmente similares.

3.5.7.2 Uniformidad Funcional (FEve).

Desarrollado por (Villéger et al., 2008) este índice evalúa que tan equitativamente se distribuyen las especies y sus abundancias dentro del espacio funcional.

- Una FEve alta implica que el espacio funcional está bien aprovechado, sin vacíos ecológicos.
- Una FEve baja sugiere concentración de especies en ciertos tipos funcionales y ausencia de otros.

3.5.7.3 Divergencia Funcional (FDiv).

Este índice, propuesto por (Mason et al., 2005) mide el grado en que las especies más abundantes ocupan posiciones extremas dentro del espacio funcional.

- Valores altos indican que las funciones más extremas o especializadas son dominantes.
- Valores bajos revelan que las especies dominantes se encuentran cerca del centro funcional (estrategias comunes).

3.5.7.4 Entropía de Rao (Q).

La entropía de (Rao,1982) (BottaDukát,2005); es una medida integradora que combina:

- Diferencias funcionales entre especies

- Abundancias relativas
- Similitud en el espacio de rasgos

3.5.8. Análisis Estadístico

Los macroinvertebrados por su parte, fueron sometidos a un análisis de ordenamiento multivariado usando el Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS), para observar patrones de distribución espacial en base a la riqueza y abundancia de macroinvertebrados bentónicos.

Utilizando los datos obtenidos de calidad ambiental se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para evaluar si existen patrones de agrupamiento similares a los obtenidos en base a los macroinvertebrados Bentónicos.

Por último, se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) para determinar la influencia de los factores ambientales sobre la abundancia de macroinvertebrados bentónicos. Y sobre este resultado se aplicó un análisis de varianza permutado (PERMANOVA) para comprobar la existencia de diferencias significativas. Para trabajar cada uno de estos análisis se usó el software R 4.4.3 (R Core Group, 2025).

Para seleccionar qué variables ambientales tenían contribuciones significativas a la similitud dentro del grupo, se realizó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER, Clarke, 1993).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1. Presentación de resultados

4.1.1. Características físicas y químicas del hábitat fluvial a lo largo de la gradiente en la Cuenca de Chanchamayo

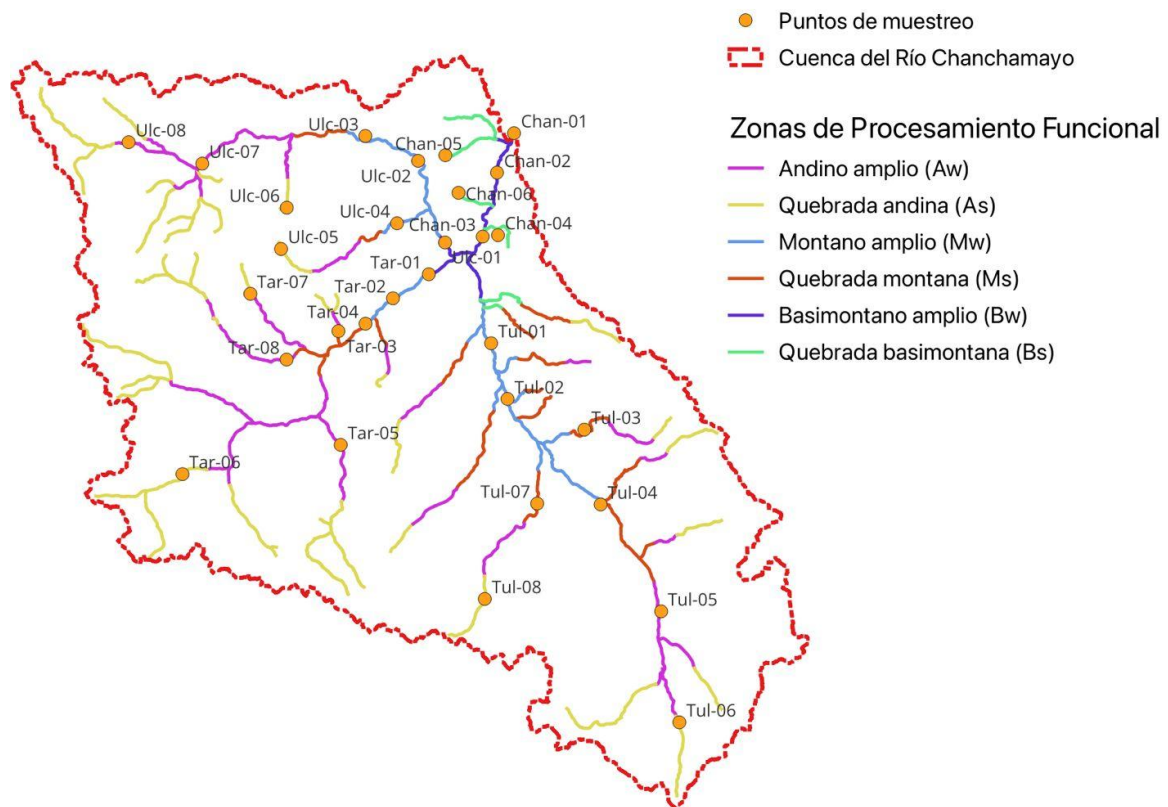
4.1.1.1. Características Físicas.

a. Caracterización Geomorfológica del Hábitat

El análisis estadístico en las redes de los ríos caracterizó seis (6) zonas de procesamiento funcional (ZPF) cada una diferente de la otra con características físicas únicas (Figura 5). Las zonas más altas con Quebradas andinas (As) seguida de Andinos amplios (Aw) luego zonas intermedias conformada por zonas con Quebradas montanas (Ms) y Montanos amplios (Mw), y las zonas bajas con Quebradas basimontanas (Bs) y Basimontanos amplios (Bw).

Figura 5

Ubicación de las zonas de procesamiento funcional en la cuenca



Las zonas de procesamiento funcional (ZPF) muestran una clara correspondencia con el gradiente altitudinal, lo cual refleja una organización

estructurada del sistema fluvial en función de las condiciones topográficas, climáticas y geomorfológicas.

A través a clasificación de los ecosistemas del Perú realizada MINAM (2018) se determinó los ecosistemas presentes en las FPZ.

Las zonas andinas (As y Aw): suelen ser cabeceras con aguas frías, con alto contenido de oxígeno disuelto y corrientes rápidas. Presenta dos tipos de ecosistema, montano alto y altoandino.

El Montano alto está ubicado en las vertientes orientales de los Andes (2 500 y 3 600-3 800 m s. n. m.) con una fisiografía extremadamente accidentada, bioclima húmedo – pluvial, con presencia abundante de epífitas y en el límite con el pajonal de puna se encuentra la formación de bosque enano. Por otro lado, el ecosistema altoandino (3 800 a 4 500 m s. n. m.) ocupa terrenos planos u ondulados o colinas de pendientes suave a moderada. Su clima es húmedo y superhúmedo. Constituida generalmente por césped dominados por gramíneas de porte bajo y pajonales dominados por gramíneas que crecen amacolladas.

Las zonas montanas (Ms y Mw): cuentan con un ecosistema forestal montano ubicado en las vertientes orientales de los Andes (entre 1 800-2 000 y 2 500 m s. n. m.), con fuertes pendientes. Su clima es húmedo – pluvial. En cuanto a la vegetación, presenta abundantes epífitas, líquenes, bromelias y orquídeas.

Las zonas basimontanas (Bs y Bw): su ecosistema es montano bajo no nublado ubicado en las vertientes orientales de los Andes (entre 600 a 800 y 1 500 a 1 800 m s. n. m.), con pendientes que pueden superar el 100 %. El clima es húmedo – pluvial. La vegetación está compuesta por especies botánicas tanto de la Amazonía baja como la de yunga, con presencia moderada de epífitas.

4.1.1.2. Protocolo de Evaluación Visual de Arroyos

La calidad del hábitat con el empleo del protocolo de Evaluación Visual de Arroyos (SVAP, o Stream Visual Assessment Protocol) registró categorías de calidad “Buena” y “Media” para las subcuencas.

La subcuenca Ulcumayo presenta los valores más altos y consistentes del SVAP. Su rango está predominantemente por encima de 5.5, alcanzando incluso valores superiores a 7 en algunas temporadas (2022 – III- Seco, 2022 – IV- Incremental y 2023 – IV – Recesión). Como resultado la condición del hábitat es de “Media” a “buena”.

Esto indica un buen estado de conservación del hábitat físico, lo que puede estar asociado a una menor intervención antrópica, mayor cobertura boscosa y estabilidad morfológica. Por lo tanto, Ulcumayo puede considerarse una subcuenca de referencia ecológica.

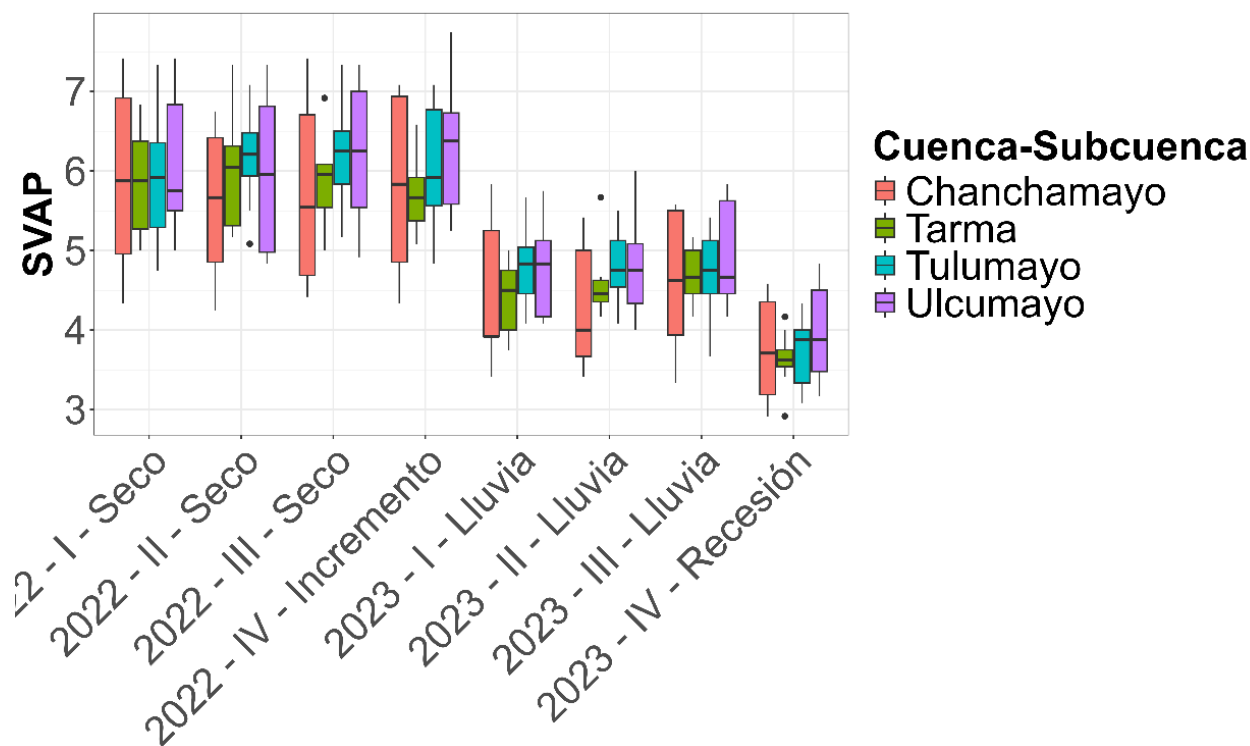
La subcuenca de Chanchamayo muestra una alta variabilidad, con valores máximos relativamente altos, pero también con presencia de valores mínimos por debajo de 5 de forma frecuente. Su rango se encuentra entre 4.7 y valores por cercanos a 7. Como resultado la condición del hábitat es “media”. La heterogeneidad que presenta la subcuenca puede reflejar la existencia de zonas bien conservadas junto con tramos que han sido alterados por cambios de uso de suelo, infraestructura, etc.

Tulumayo es la subcuenca que presenta valores de medios a bajos. El rango de los valores oscila entre los 5.2 y 6.5. Aunque en algunas campañas mejora ligeramente, por lo general se mantiene por debajo del desempeño de Ulcumayo y Chanchamayo. Como resultado la condición del hábitat en esta subcuenca es “media”. Esto puede indicar la existencia de algunos factores que podrían afectando la calidad del hábitat. Por otro parte, la presenta de outliers algunas campañas (2022 – I – Seco, 2022 – IV- Incremental y 2023 – I- Lluvia) presentan valores por encima de 7 lo que revela la presencia de tramos con mejor calidad de hábitat.

La subcuenca de Tarma cuenta con los valores más bajos del SVAP. El rango de sus valores esta entre 5 y por debajo de 6.5. Como resultado la condición del hábitat es “media”. Asimismo, su mediana se encuentra por debajo de 6 en todas las campañas. Esto sugiere mayor grado de alteración del hábitat, probablemente por actividades urbanas. Por otro lado, la presencia de outliers en algunas campañas durante la temporada de lluvia (2023 – I – Lluvia y 2023 – II – Lluvia) evidencian la existencia de algunos tramos con mejores condiciones de hábitat.

Figura 6.

Distribución del SVAP en las subcuencas a lo largo de las diferentes temporadas



Los resultados del SVAP en función de las distintas zonas de procesamiento funcional (FPZ) durante las ocho (8) campañas de monitoreo (de 2022-I a 2023-IV) mostraron que calidad del hábitat va de “media” a “buena”.

En la zona de andinos estrechos y anchos (As y Aw), los valores no tienden a variar mucho uno del otro, con un rango que oscila entre 5 y 6. Como resultado la calidad del hábitat es “media”. No obstante, la mediana presenta valores inferiores de 5.5. Asimismo, la presencia de outliers en dos campañas durante la temporada de lluvia (2023 – I – Lluvia y 2023 – II – Lluvia) muestra valores que están por debajo de 5. Del mismo modo, la poca variabilidad a lo largo de las temporadas sugiere que existen condiciones persistentes degradadas o limitadas por el entorno físico.

La zona de quebrada montana (Ms) muestra niveles moderados del SVAP, con un rango de valores que oscila entre 4.8 y 6.5. Como resultado la calidad que presenta el hábitat es “media”. Cabe señalar que la mediana en la mayoría de las temporadas se encuentra por encima de 5.5. Además, se evidencia la presencia de outliers durante la temporada seca (2023 – I – Seco, 2023 – II – Seco y 2023 – III - Seco) que muestran

valores que están por debajo de 4.5. Esto señala que hay tramos donde el hábitat puede estar degradado o siendo intervenido por actividades antropogénicas.

La zona montano amplio (Mw) muestra resultados similares a la zona de Ms. Promedios estables, rango de valores entre 5.5 y 6.5 con mejores valores en algunas campañas especialmente en la temporada de lluvias y recesión. Como resultado la condición del hábitat es “media”. Esto indica una condición más estable que la Ms. Tanto Ms como Mw representan zonas intermedias dentro de la gradiente altitudinal. No cuentan con condiciones altamente favorables, pero tampoco están limitadas como As y Aw.

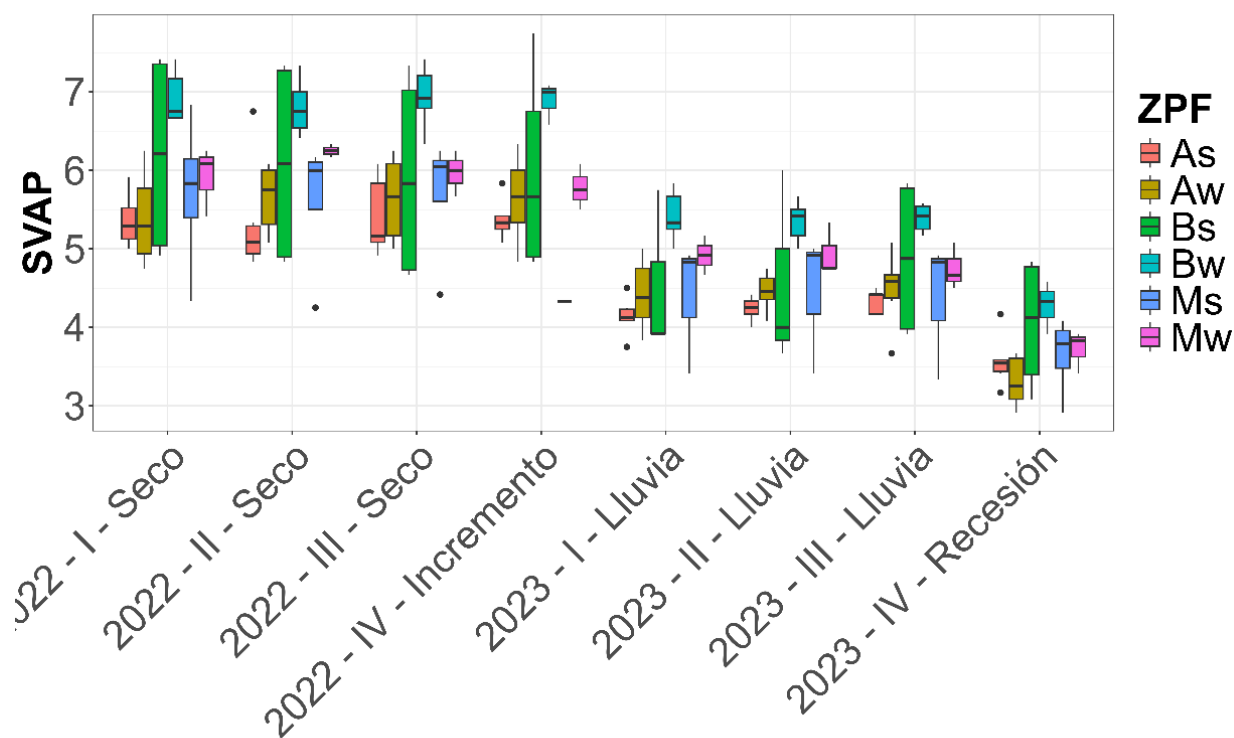
La quebrada basimontana (Bs) es la FPZ con mayor calidad de hábitat en casi todas las temporadas. El rango de los valores se encuentra entre 4.8 hasta superar los 7 con poca variabilidad. Por lo general la mediana se encuentra por encima de 6. Como resultado la calidad del hábitat va de “media” a “buena”. Esto evidencia ecosistemas mejor conservados con buena cobertura y poco impacto antrópico.

La zona basimontano amplio (Bw) también presenta valores altos con un rango que se mueve entre 6.3 y 7, y una mayor dispersión que la Bs. Los valores más altos se han registrado durante la temporada seca. Sin embargo, en la temporada 2023 – II – lluvia se registra dos outliers que evidencia la existencia de zonas que se encuentran en mejores condiciones de hábitat y la presencia de otras que con caída en la calidad del hábitat.

Finalmente, el grupo de las ZPF de los ríos anchos (Aw, Bw y Mw) presenta una mejor calidad de hábitat que el grupo de los ríos estrechos (As, Bs y Ms). Siendo la zona Quebrada Basimontana (Bs) la que mejores condiciones presenta en comparación con el resto de zonas de procesamiento funcional.

Figura 7.

Distribución del SVAP en las zonas de procesamiento funcional a lo largo de las diferentes temporadas



4.1.1.2. Características Químicas.

a. Potencial de Hidrogeno

La subcuenca Chanchamayo (600 a 1400 m s. n. m.) presenta un rango de pH que va aproximadamente desde 6.8 hasta 8.0. Asimismo, se observa una clara tendencia positiva. La línea de regresión indica la relación entre el pH y la altitud. A medida que la altitud aumenta, el pH tiende a aumentar. A su vez, la dispersión de puntos alrededor de la línea es relativamente baja, manifestando una correlación fuerte.

En la subcuenca Tulumayo (1000 a 3000 m s. n. m.) el pH varía desde 7.0 hasta 8.8 aproximadamente. Presenta una fuerte tendencia positiva similar a la Chanchamayo. Por lo tanto, si la altitud aumenta, el pH igual. En cuanto a la línea de regresión esta muestra una relación lineal, con una dispersión de puntos relativamente baja lo que indica una buena correlación.

La subcuenca Ulcumayo (1000 a 3000 m s. n. m.) al igual que las demás subcuencas, exhibe una marcada tendencia positiva entre la altitud y el pH. Los valores del pH oscilan entre 7.0 y 8.8. Asimismo, la línea de regresión es casi paralela a la de

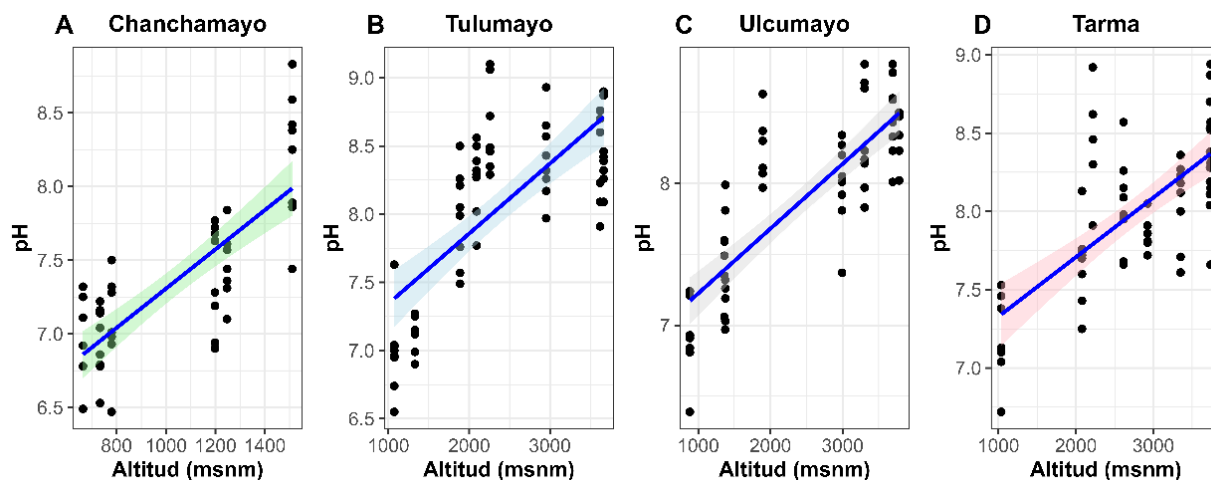
Tulumayo. Esto sugiere una tasa similar de cambio de pH con la altitud. Además, la correlación que presenta parece ser muy fuerte.

Por último, la subcuenca de Tarma (100 a 3000 m s. n. m.) presenta una tendencia positiva, aunque se puede observar que la línea de regresión es ligeramente menor en comparación con Tulumayo y Ulcumayo. El rango de pH fluctúa desde 7.0 hasta 8.5 aproximadamente. La dispersión de puntos parece ser ligeramente mayor en altitudes más bajas a diferencia de las otras subcuencas, pero la tendencia sigue siendo que el pH aumenta con la altitud.

En resumen, los resultados de pH en función de la altitud en las cuatro subcuencas revelan una consistente tendencia positiva. A medida que la altitud aumenta, el pH del agua tiende a incrementarse. Esto indica que el agua se vuelve más alcalina en altitudes mayores. No obstante, los rangos de altitud y pH varían en cada subcuenca. Por lo tanto, Chanchamayo es la que menor rango altitudinal presenta, mientras que Ulcumayo es la que alcanza los valores de pH más altos. Además, las pendientes de las líneas de regresión parecen ser más pronunciadas para Tulumayo y Ulcumayo, lo que sugiere que el pH aumenta más rápidamente con la altitud en estas subcuencas. Sin embargo, la correlación entre altitud y pH es notablemente fuerte y consistente en todas, lo que demuestra que la altitud es un factor determinante en la química del agua en estas regiones.

Figura 8.

Nivel de concentración del pH en relación a la gradiente altitudinal en las diferentes subcuencas



El patrón consistente del incremento del pH con la altitud se debe a la composición geológica, que incluye formaciones sedimentarias como lutitas, calizas y areniscas, así como sedimentos rocosos batolíticos y andesitas básicas.

b. Conductividad Eléctrica

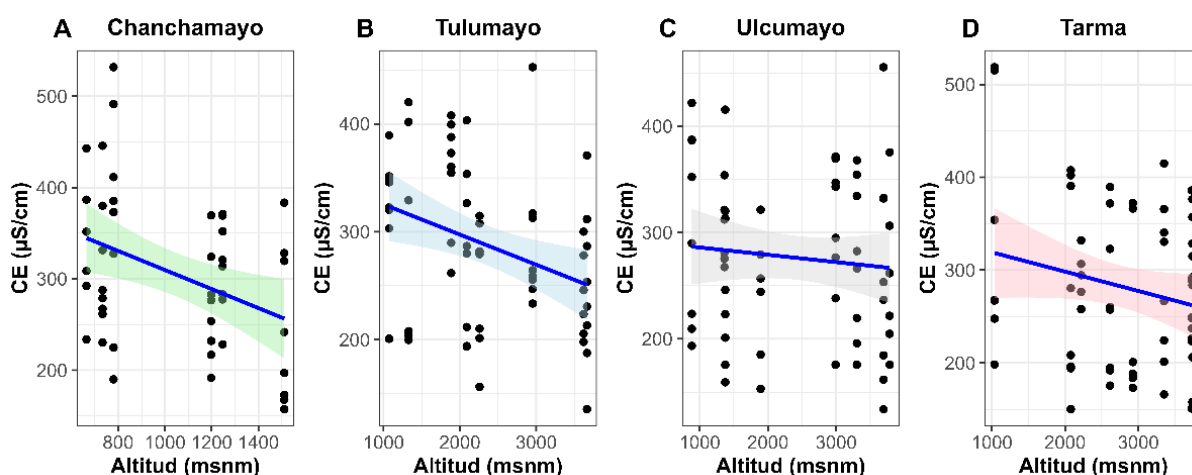
La subcuenca de Chanchamayo (600 a 1400 m s.n.m.) presenta como resultado una tendencia negativa en la conductividad eléctrica (CE). A medida que la altitud aumenta, CE tiende a disminuir, oscilando entre 400 y 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los puntos de los datos relativamente bien agrupados alrededor de la línea de regresión nos muestran una correlación fuerte entre la altitud y CE.

Las subcuencas Tulumayo, Ulcumayo y Tarma presentan un rango altitudinal más amplio que va de 1000 hasta más de 3000 m s. n. m. En todas ellas, la CE exhibe un patrón consistente de disminución, si la altitud aumenta la CE disminuye. El rango de CE suele estar alrededor de 200 a 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. No obstante, en elevaciones mayores se observa una caída significativa. Esta disminución varía entre las subcuencas.

Tulumayo muestra la pendiente negativa más pronunciada, lo que indica una reducción más rápida de la CE con la altitud. Por otro lado, Ulcumayo y Tarma presentan pendientes negativas menos inclinadas, apuntando a una disminución menos abrupta de la CE. De la misma forma, Tulumayo en dispersión de puntos alrededor de las líneas de regresión muestra una correlación más ajustada, mientras que Ulcumayo y Tarma presentan mayor variabilidad, lo que podría indicar que otros factores están influyendo en la CE o quizás una relación lineal más débil en algunos segmentos.

Figura 9.

Nivel de concentración de la conductividad eléctrica en relación a la altitud en las diferentes subcuencas



c. Oxígeno Disuelto

Las cuatro subcuencas (Chanchamayo, Tulumayo, Ulcumayo y Tarma) muestran puntos de datos que abarcan rangos de oxígeno disuelto similares que oscilan generalmente entre 4 y 12 mg/L. Asimismo, presentan una relación general positiva entre la altitud y la concentración del oxígeno disuelto (OD). Donde a mayor altitud, el oxígeno disuelto aumenta. Este es un patrón común en sistemas fluviales de montaña. Sin embargo, la fuerza y la progresión varían notablemente entre las subcuencas.

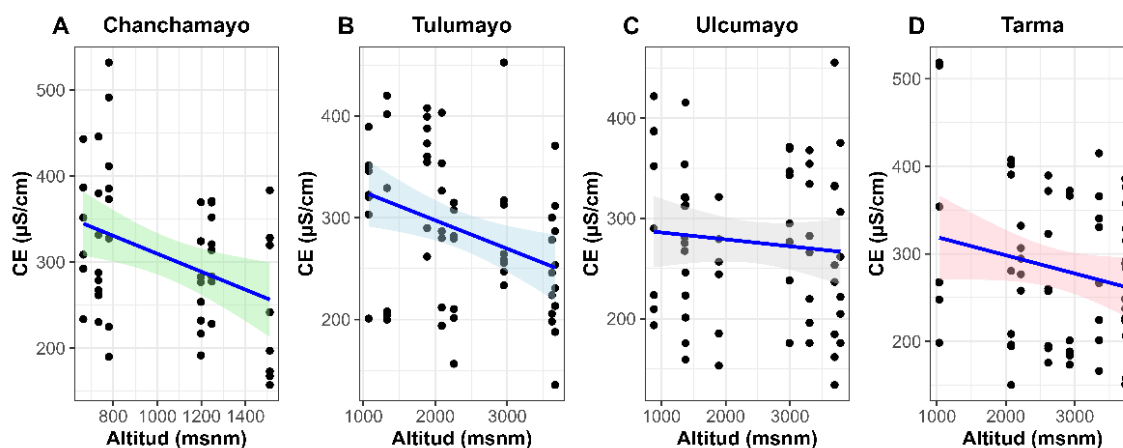
Tarma y Chanchamayo exhiben las correlaciones positivas más marcadas y claras, con líneas de regresión que muestran una pendiente más ascendente pronunciada. Asimismo, el rango de los niveles de OD en la línea de regresión van desde 5 mg/L (en las altitudes más bajas) hasta alrededor de 10 mg/L (en altitudes más altas). Esto indica que el aumento del OD con la altitud es muy consistente en estas áreas.

Tulumayo también sigue una tendencia positiva, aunque con una dispersión de datos ligeramente mayor y un rango más amplio de OD. En consecuencia, una progresión ascendente del OD con la altitud con más variabilidad. A su vez, los niveles de OD en la línea de regresión progresan desde los 6 mg/L (en altitudes más bajas) hasta alrededor de los 10 mg/L (en altitudes más altas).

Por otro lado, Ulcumayo presenta la relación más débil y menos definida. Su línea de regresión es casi plana lo que sugiere que la altitud tiene efecto mínimo en el OD, o que otros factores son más dominantes. En cuanto a los niveles de OD en la línea de regresión estos van desde los 7 mg/L (en altitudes más bajas) hasta alrededor de los 9 mg/L (en altitudes más altas).

Figura 10.

Nivele de concentración de oxígeno disuelto en relación a la altitud en las diferentes subcuencas



d. Iones Mayoritarios

En el triángulo de cationes, las muestras están mayormente agrupadas hacia el lado inferior, esto indica que calcio Ca^{2+} y magnesio Mg^{2+} son los cationes dominantes en estas zonas, que proviene principalmente de la meteorización y disolución de rocas (Li et al., 2024). En cambio, en el triángulo de aniones, las muestras están distribuidas de forma predominante cerca a la base del triángulo, lo que sugiere que el bicarbonato HCO_3^- es el anión predominante. No obstante, se logra observar un pequeño rasgo de dispersión hacia Cl^- y SO_4^{2-} , lo que expone algunas variaciones locales en las concentraciones de cloruros o sulfatos entre las zonas.

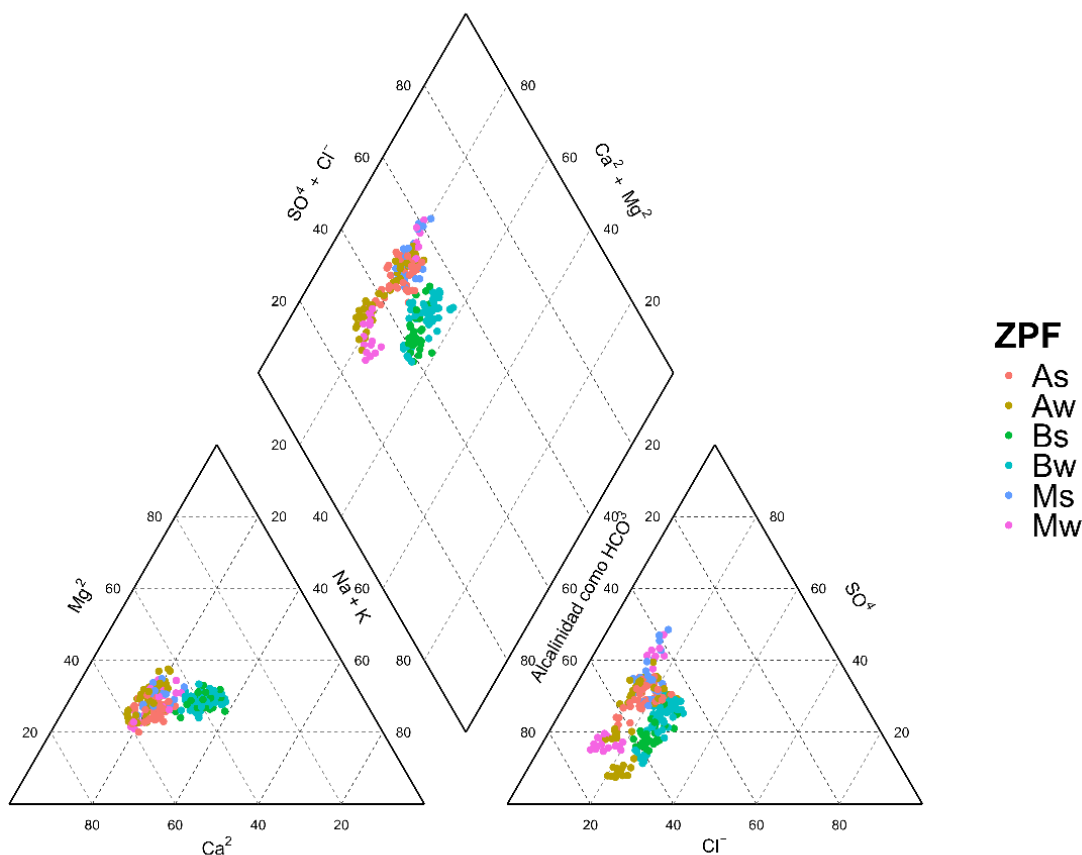
En el rombo central, las muestras están agrupadas en una región específica, que según el diagrama de Piper (Figura 3), corresponden a un tipo de agua bicarbonatada cálcica y/o magnésica. Las características hidroquímicas de este tipo de agua se deben a que el lecho rocoso de la Cordillera Central es de la edad Mesozoica y Eoceno, y está intensamente deformado y cubierto por rocas volcánicas y sedimentarias de la edad post-Eoceno.

La base de la columna estratigráfica está compuesta típicamente por rocas neoproterozoicas, incluyendo lutitas y granitos (Quispesivina y Navarro, 2003). Estas rocas están superpuestas por lutitas sedimentarias, areniscas, conglomerados y horizontes volcánicos de edades Misisipiana y Pérmica, principalmente de ambientes continentales. La inestabilidad de la corteza terrestre provocó una invasión marina en el Mesozoico, lo que permitió la acumulación de sedimentos calcáreos durante el Triásico-Jurásico, que influyen en los procesos hidrogeoquímicos locales (Megard et al., 1996).

En resumen, la zona de los Andes Centrales ese originó a partir del levantamiento de un fondo marino rico en carbonatos y bicarbonatos cálcicos y magnesio, que son sales marinas muy comunes, por ende, el tipo de agua en el área de estudio presenta composición de bicarbonatos de calcio $Ca(HCO_3)_2$ y bicarbonatos de magnesio $Mg(HCO_3)_2$ como firmas hidroquímicas dominantes (Galindo y Raymundo, 2018).

Figura 11

Representación de la concentración de cationes y aniones principales en las zonas de procesamiento funcional



4.1.2. Patrones de riqueza, abundancia y diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos a lo largo de la gradiente

4.1.2.1. Índice de Calidad Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (EPT).

En general, durante la temporada seca esta inicia con valores moderados, oscilando entre el 15% y 50% que se mantienen a lo largo de las diferentes temporadas. Tarma muestra una notable variabilidad con valores que alcanzan cerca de un 60% lo que indica un ambiente más saludable en esta cuenca. Ulcumayo y Tulumayo por su parte se mantienen con valores que van de un 15% a 40%, siendo Ulcumayo la cuenca que muestra índices más bajos (15% a 30%) con una menor variabilidad en este periodo.

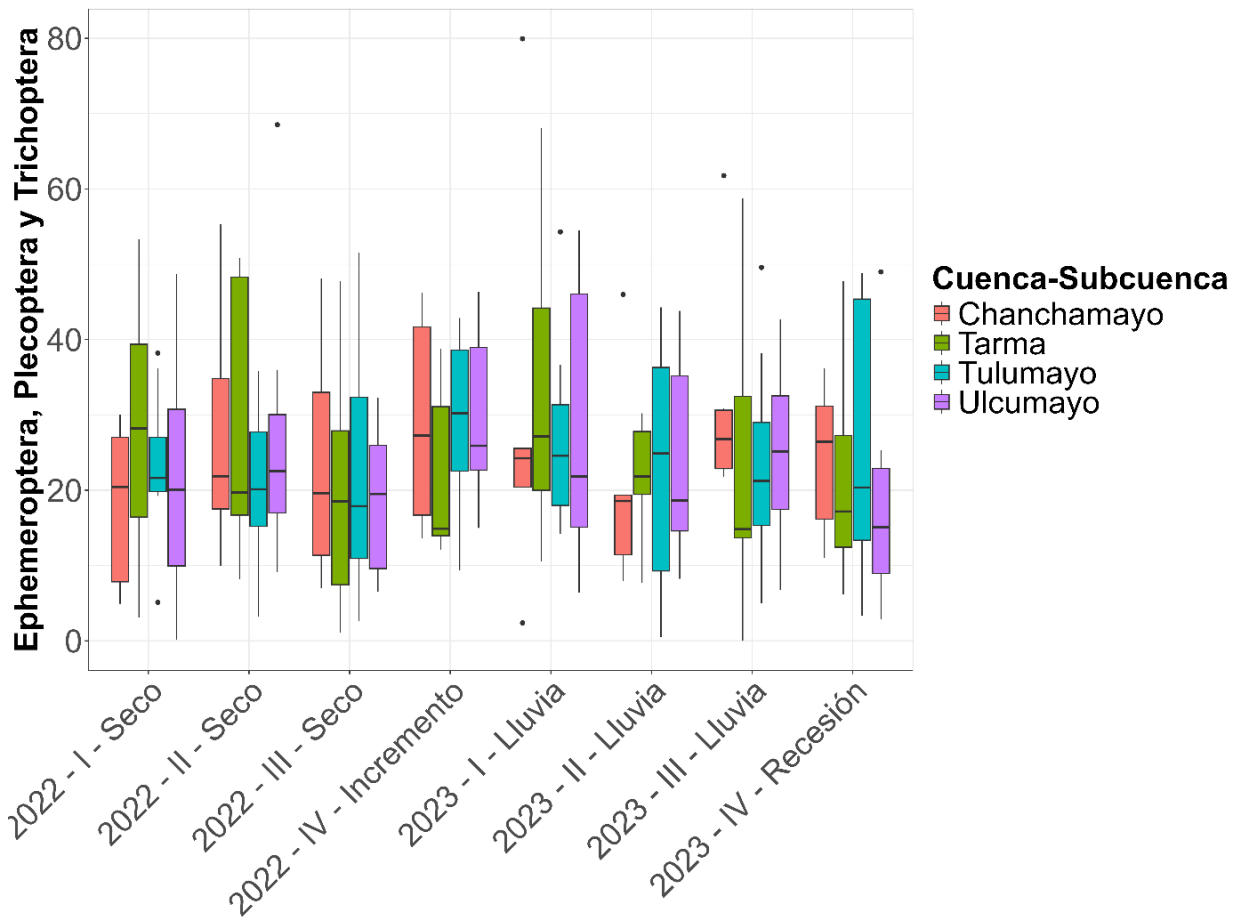
En la Temporada de incremento, estos valores aumentan ligeramente para todas las cuencas y a medida que inicia la temporada de lluvia se puede observar una mayor variabilidad de porcentaje del índice EPT. Ulcumayo y Tarma que van de 40% a 60), lo cual a medida que avanzaba la temporada Ulcumayo mantiene sus valores altos mientras

que Tarma y Tulumayo disminuyen mostrando un comportamiento intermedio, Chanchamayo por su parte presenta los valores más bajos (10% a 20). En el periodo de recesión se presencia un ligero incremento con valores que llegan a alcanzar hasta el 70%, especialmente Tulumayo, quien es el que presenta valores altos con variabilidad. Tarma y Chanchamayo muestran una recuperación significativa, mientras que Ulcumayo sigue siendo la cuenca más afectada con valores bajos y menos variabilidad.

Tarma y Tulumayo son las subcuencas con los valores los porcentajes más altos de EPT en la mayoría de temporadas (Figura 12), alcanzando un 60% y 70% en varias ocasiones, pero a diferencia de Tarma, Ulcumayo es el que menor variabilidad presenta y muestra un buen desempeño del índice a lo largo de todas las temporadas. Chanchamayo por su parte no destaca mucho, puesto que sus valores son bajos generalmente entre el 10% y 30%.

Figura 12

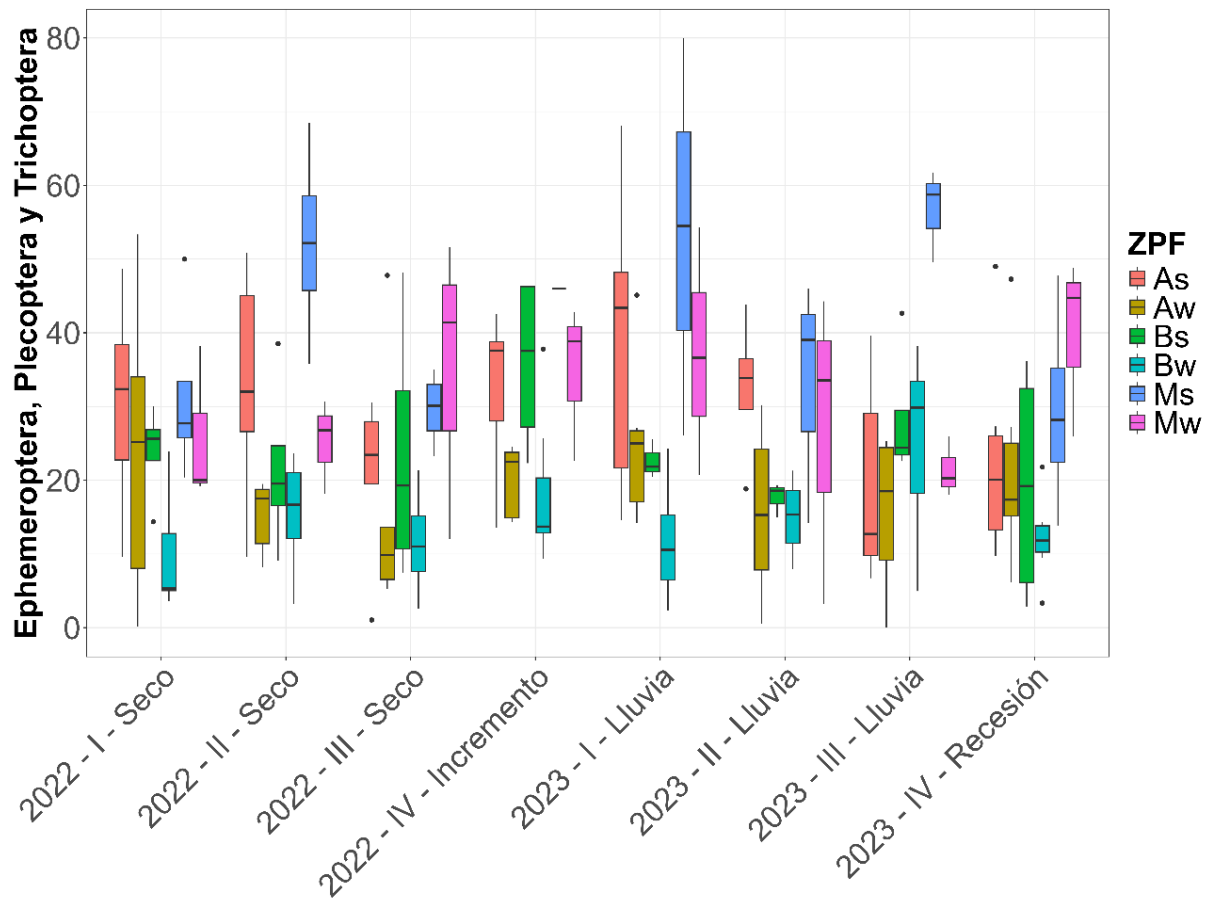
Distribución del índice EPT en las subcuencas de Chanchamayo a lo largo de las diferentes temporadas



El índice EPT en las diferentes cuenca, subcuencas y periodos reflejo condiciones bajas de calidad ecológica del agua, identificándose con las categorías “mala” y “regular” en las diferentes temporadas.

Figura 13.

Distribución del índice EPT en las zonas de procesamiento funcional a lo largo de las diferentes temporadas



Existe una variación del índice EPT a lo largo de las diferentes temporadas en cada una de las zonas de procesamiento funcional (ZPF). Por lo general, se puede observar valores ligeramente más altos durante las temporadas de lluvia y más bajos durante la temporada seca. Esto puede indicar que la calidad del agua esta influenciada por los patrones de precipitación. Así mismo, las diferentes ZPF muestran patrones distintos en cuanto a los valores del índice EPT.

Los montanos presentan una calidad de agua regular y buena, los andinos de mala y buena, y los basimontanos en mala calidad (Figura 18). Haciendo una comparación de ZPF anchos (A_w , B_w y M_w) y los ZPF estrechos (A_s , B_s y M_s), las ZPF estrechos presentan valores más altos donde la calidad de agua va de regular a buena, mientras que las ZPF anchos cuentan con una calidad del agua que va de mala en su gran mayoría a buena. Esto indica que las características físicas y biológicas de cada zona puede influir en la calidad del agua y en la presencia de estos insectos que es mayor en los tramos estrechos (A_s , M_s) y menor en los tramos anchos (A_w , B_w).

4.1.2.2. Abundancia y Riqueza Específica.

De manera general el índice de abundancia en cada una de las cuencas presenta una alta variabilidad durante las diferentes temporadas, inicia con valores altos y dispersos la temporada seca y a medida que atraviesa las temporadas de incremento y lluvia estos valores van disminuyendo significativamente y con ello la dispersión, pero una vez que se acerca la temporada de recesión estos valores se recuperan y se vuelven a incrementar una vez más (Fig.14 b). Algo similar sucede con el índice de riqueza específica, la cual muestra una tendencia de disminución desde la temporada seca hasta temporada de lluvias, seguida de una recuperación en la temporada de recesión (Fig.14 a).

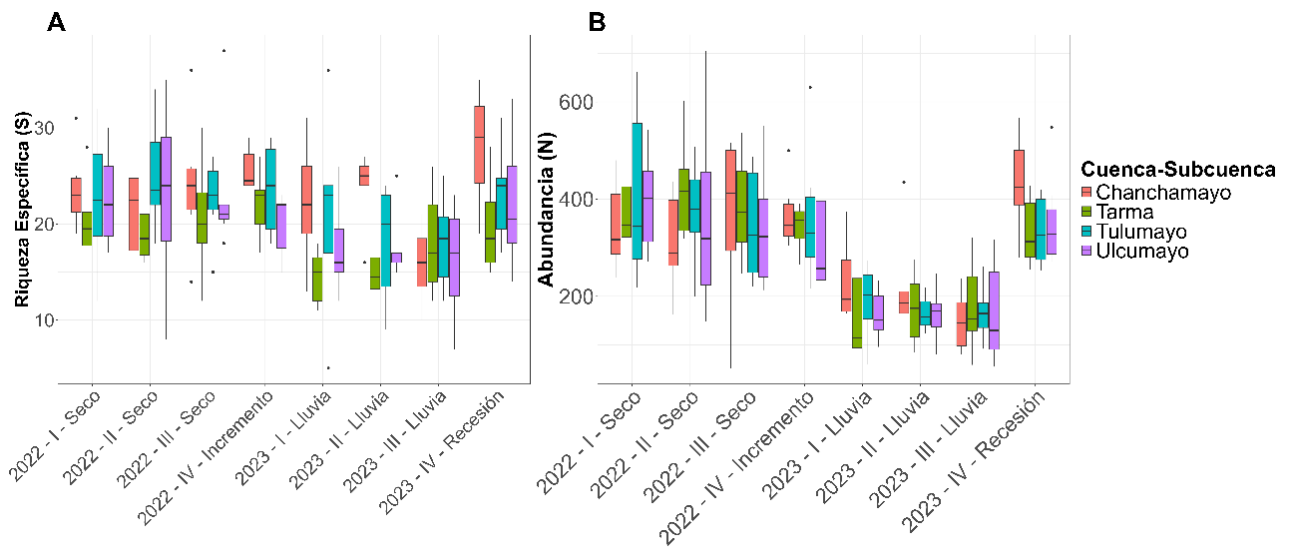
La abundancia durante la temporada seca presentó valores altos especialmente en la subcuenca Tulumayo, donde se observa un rango amplio. Otras subcuencas como Chanchamayo y Tarma también mostraron valores elevados, aunque con menor dispersión. En la temporada de incremento, existe una disminución general en todas las subcuencas, donde Chanchamayo y Tulumayo son las que mejores valores presentan. Esta disminución se evidencia fuertemente en la temporada de lluvia, donde los valores son más homogéneos y menos dispersos, pero en particular Tarma y Ulcumayo son los que presentan rangos muy estrechos. Esta abundancia se recupera a medida que se acerca y atraviesa la temporada de recesión, especialmente en las subcuencas Tulumayo y Chanchamayo (Fig.14 b).

En cuanto a la riqueza específica los valores durante la temporada seca son altos en todas las subcuencas con una dispersión considerable, a medida que pasa la temporada de incremento y lluvias se observa una disminución que, a diferencia de la abundancia, esta no es tan marcada y en la temporada de recesión se recupera aumentando sus valores, especialmente en la subcuenca de Chanchamayo. Las

subcuencas Tulumayo y Ulcumayo son las que presentan mayor variabilidad de riqueza durante las diferentes temporadas (Fig.14 a).

Figura 14

Variación del índice de riqueza específica y abundancia en las subcuencas a lo largo de las diferentes temporadas



Nota. Composición del índice de abundancia y riqueza específica en cada subcuenca a lo largo de las diferentes temporadas de muestreo: a) Riqueza específica, número total de especies; b) Abundancia, cantidad de individuos.

De forma similar, el índice de abundancia y la riqueza específica presentan variaciones en las zonas de procesamiento funcional (ZPF), inician la temporada seca con valores altos que conforme atraviesan la temporada de incremento y lluvia presentan disminuciones, que son más notorios en la abundancia y más sutiles en el índice de riqueza, mientras en la temporada de recesión estos valores se ven incrementados nuevamente.

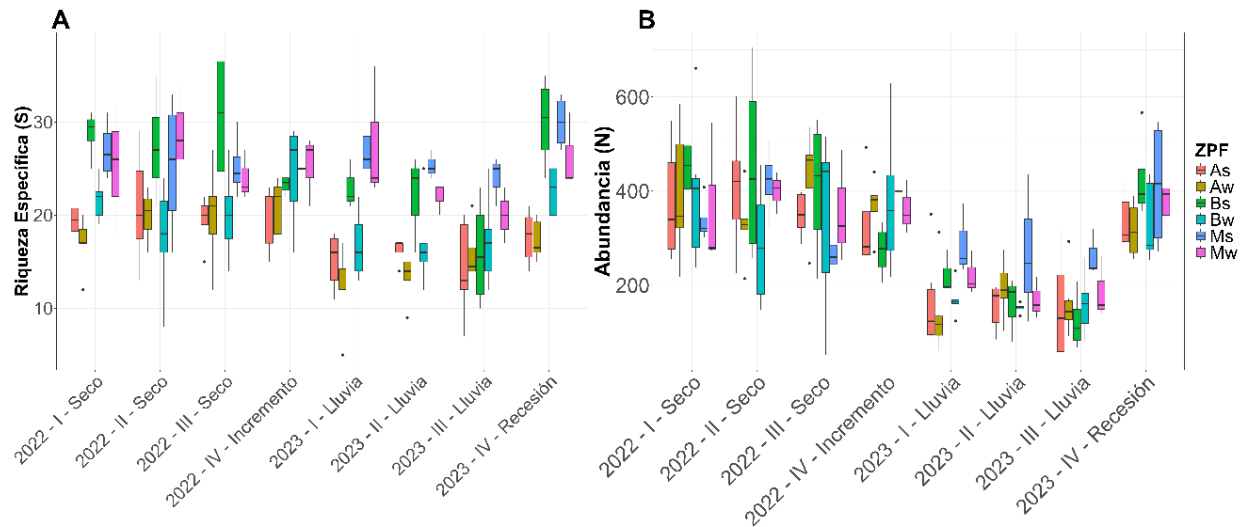
Si realizamos una comparación por zonas de procesamiento funcional, a grandes rasgos las zonas altimontano, basimontano y montanos estrechos (As, Bs y Ms) son los que presentan valores más altos tanto en abundancia como en riqueza específica comparados con las zonas anchas (Aw, Bw, y Mw).

Al realizar una comparación de cada ZPF por pares, es decir, As y Aw, Bs y Bw, Ms Y Mw, observamos que el Bs y Ms son los que mayores valores presentan para abundancia y riqueza específica. A diferencia del Ms, Bs es más disperso y variado en cuanto a sus valores. Mientras que el altimontano estrecho (As) es el que tiene valores

más bajos y a la vez dispersos. En la abundancia los valores han sido muy dispersos y variados, en cambio en la riqueza específica estos valores son dispersos, pero con una menor variabilidad especialmente en los basimontanos (Bs y Bw).

Figura 15

Variación del índice de riqueza específica y abundancia en las ZPF a lo largo de diferentes temporadas



Nota. Composición del índice de abundancia y riqueza específica en las zonas de procesamiento funcional: a) Riqueza específica, número total de especies diferentes presentes; b) Abundancia, cantidad de individuos.

4.1.2.3. Índice de Diversidad de Shannon – Weiner.

La diversidad de especies varía significativamente entre las cuencas con un rango de valores que va de 3 – 4.5. Durante la temporada seca, la diversidad parece ser relativamente estable. Las cajas son generalmente un poco más estrechas, lo que sugiere una menor variabilidad dentro de cada subcuenca. En el periodo de transición se muestra un incremento de la diversidad.

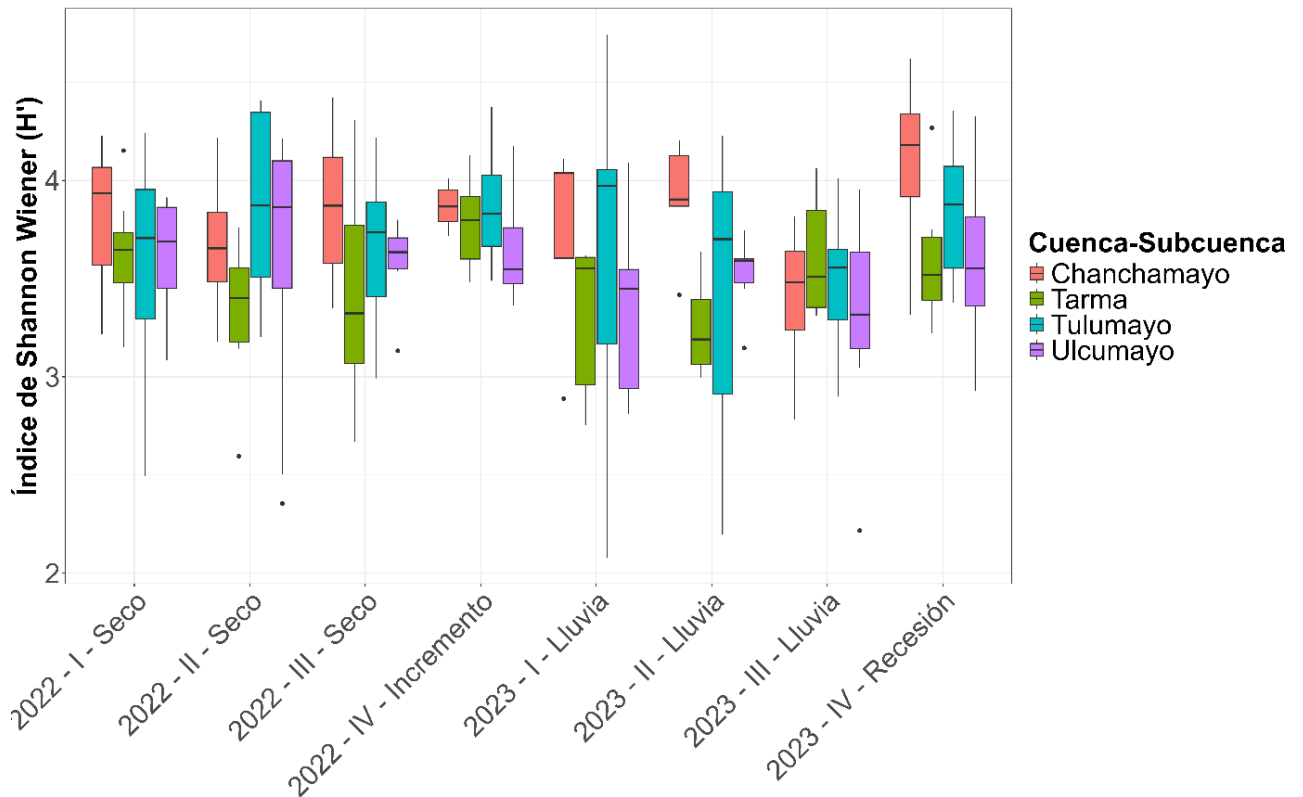
Los periodos lluviosos parecen reducir la diversidad de especies, posiblemente debido a un aumento en la disponibilidad de hábitats y recursos. Por otro lado, Chanchamayo y Tulumayo muestran una mayor variabilidad en el índice de diversidad, lo que puede indicar fluctuaciones en la diversidad de especies. Por su parte, Tarma y Ulcumayo presentan valores ligeramente más bajos lo que indicaría una ligera disminución de la diversidad de especies lo que podría estar relacionado con las características del medio.

Las fluctuaciones en el índice de diversidad pueden indicar que los macroinvertebrados bentónicos responden a cambios en factores ambientales como la

temperatura del agua, la velocidad del flujo y la disponibilidad de nutrientes, los cuales varían con la altitud y las estaciones.

Figura 16

Distribución del índice de Shannon – Weiner en las subcuencas a lo largo de las diferentes temporadas



Por otro lado, la variabilidad del Índice de Shannon-Wiener (H') en las diferentes zonas de procesamiento funcional a lo largo del gradiente altitudinal (basimontano estrecho (Bs), basimontano ancho (Bw), altimontano estrecho (As), altimontano ancho (Aw), montano estrecho (Ms) y montano ancho (Mw) refleja cómo las condiciones ambientales pueden afectar la estabilidad y diversidad de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Las zonas anchas tienden a mostrar mayor estabilidad en la diversidad de especies debido a su mayor homogeneidad y disponibilidad de recursos.

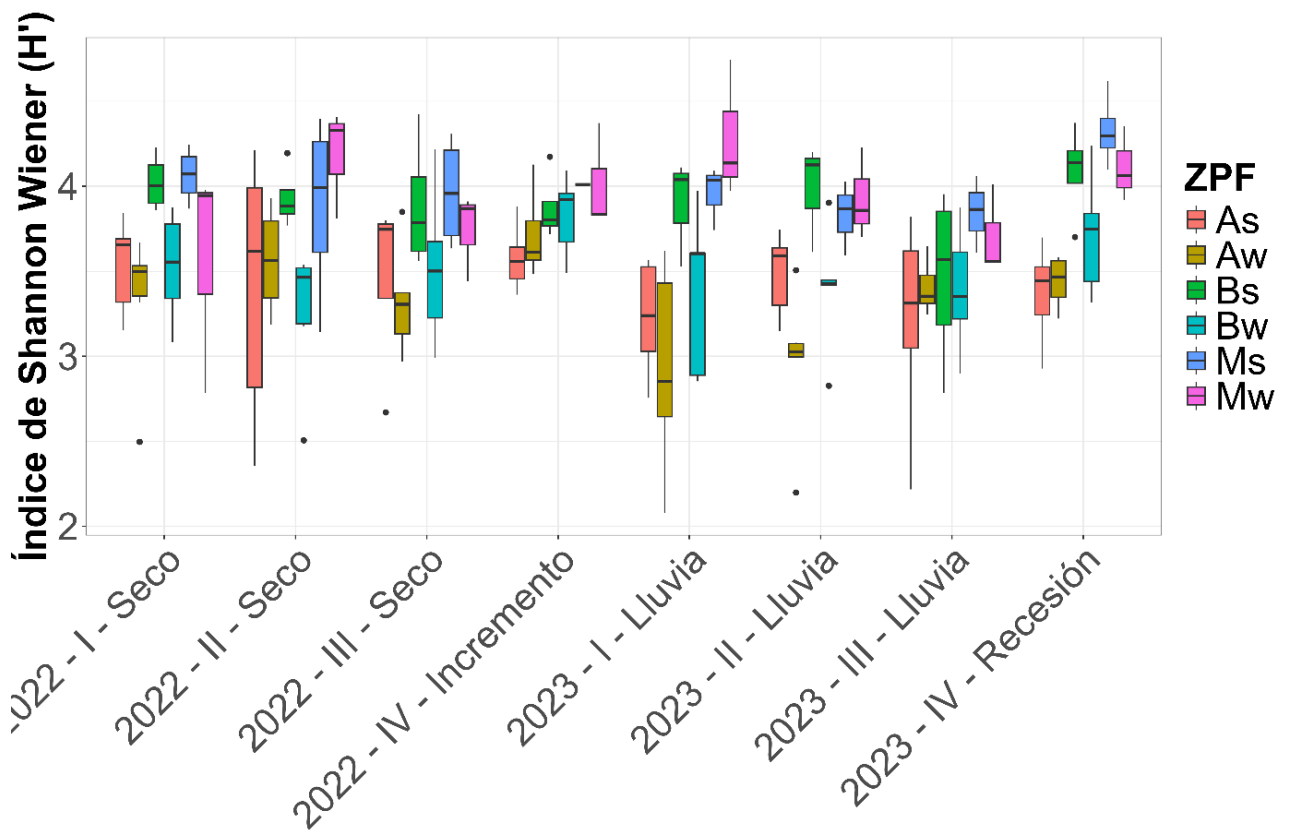
En cuanto a los tramos estrechos y ubicaciones a mayores altitudes, presentan mayor variabilidad debido a sus condiciones más extremas y cambios rápidos en factores como temperatura, flujo del agua y disponibilidad de oxígeno, lo que influye en la distribución y abundancia de los macroinvertebrados.

Los tramos estrechos (Bs, As, Ms) son áreas más susceptibles a cambios que los tramos anchos (Bw, Aw, Mw). Por ende, los tramos estrechos tienen una mayor representación por el mismo número de individuos en cada especie, esto podría deberse a que cuando las condiciones de un ecosistema son bastante amigables una especie siempre suele ser la dominante, en comparación de los tramos anchos donde las especies se centran en sobrevivir.

Durante la temporada de incremento cuando las condiciones comienzan a mejorar, los ríos más anchos (Bw, Aw, Mw) muestran un incremento más uniforme reflejando una mayor capacidad para soportar comunidades más diversas. En la temporada de lluvia, las zonas anchas (Bw, Aw, Mw) mantienen una alta y estable diversidad, mientras que los estrechos (Bs, As, Ms) siguen mostrando variabilidad, pero con un aumento general en la diversidad. Por su parte en el periodo de recesión, cuando las condiciones comienzan a secarse de nuevo, el índice tiende a disminuir. Donde los tramos estrechos son nuevamente más susceptibles a estas fluctuaciones mientras que los anchos mantienen una mayor estabilidad.

Figura 17

Distribución del índice de Shannon – Weiner en las zonas de procesamiento funcional a lo largo de las diferentes temporadas



El resto de los índices de diversidad (Anexo 3 y 4) están estrechamente relacionados y nos proporcionan una visión integral de la diversidad del ensamblaje de macroinvertebrados. Aunque estos índices ofrecen perspectivas específicas, el índice de Shannon, combinas métricas de estos índices abarcando riqueza, equidad y dominancia, lo que lo convierte en un indicador más completo de diversidad.

Un valor alto de Shannon sugiere una comunidad con muchas especies y donde ninguna domina, lo cual está relacionado con una alta equidad (valores altos de Pielou y distribución de la homogeneidad) y una baja dominancia (valores bajos de dominancia de la serie de Hill y Simpson).

Los valores del índice de diversidad de Shannon – weiner son altos durante la época seca y bajos durante la época de lluvia. Este mismo patrón se ve reflejado en los índices de dominancia ($N1$ y S') y equidad (J' y homogeneidad), aunque en los índices de dominancia este patrón es muy similar, en los índices de equidad presenta ligeras variaciones (Anexo 3).

Se presenta entonces un escenario donde si existen altos valores del índice Shannon – Weiner también los índices de dominancia y equidad son altos, pero los de equidad suelen variar en algunas ocasiones (Anexo 3). Podemos inferir entonces que durante la época seca existe una mayor diversidad en términos de riqueza y equidad de especies con una baja dominancia lo que hace que estas se encuentren uniformemente distribuidas en términos de abundancia. Chanchamayo se caracteriza por presentar valores altos en cada uno de los índices, lo que indica una comunidad diversa y estructuralmente equilibrada. Lo que podría reflejar condiciones ambientales más estables o menos perturbadas. Por otro lado, Ulcumayo presenta valores más bajos en equidad y homogeneidad lo que sugiere que compone una comunidad más heterogénea y dominada por algunas especies clave. Lo que podría estar relacionado con condiciones ambientales más variables.

Los resultados de los índices de diversidad aplicados a diferentes zonas de procesamiento funcional (As, Aw, Bs, Bw, Ms y Mw) en diferentes temporadas muestran que Ms y Bw están por su alta diversidad en dominancia y equidad, siendo una comunidad con una composición bien equilibrada. Por su parte Mw aunque tiene alta diversidad en dominancia, muestra una baja equidad por lo que se puede inferir que las comunidades son más heterogéneas y dominadas por cierta especie. La temporada

de lluvias favorece a una mayor diversidad, equidad y homogeneidad donde la dominancia de especies es baja, esto probablemente debido a condiciones ambientales favorables, como mayor disponibilidad de habitats y recursos. Así mismo, la temporada seca y de incremento reflejan una mayor dominancia de especies y una menor equidad y homogeneidad, debido a algunos factores ambientales (Anexo 4).

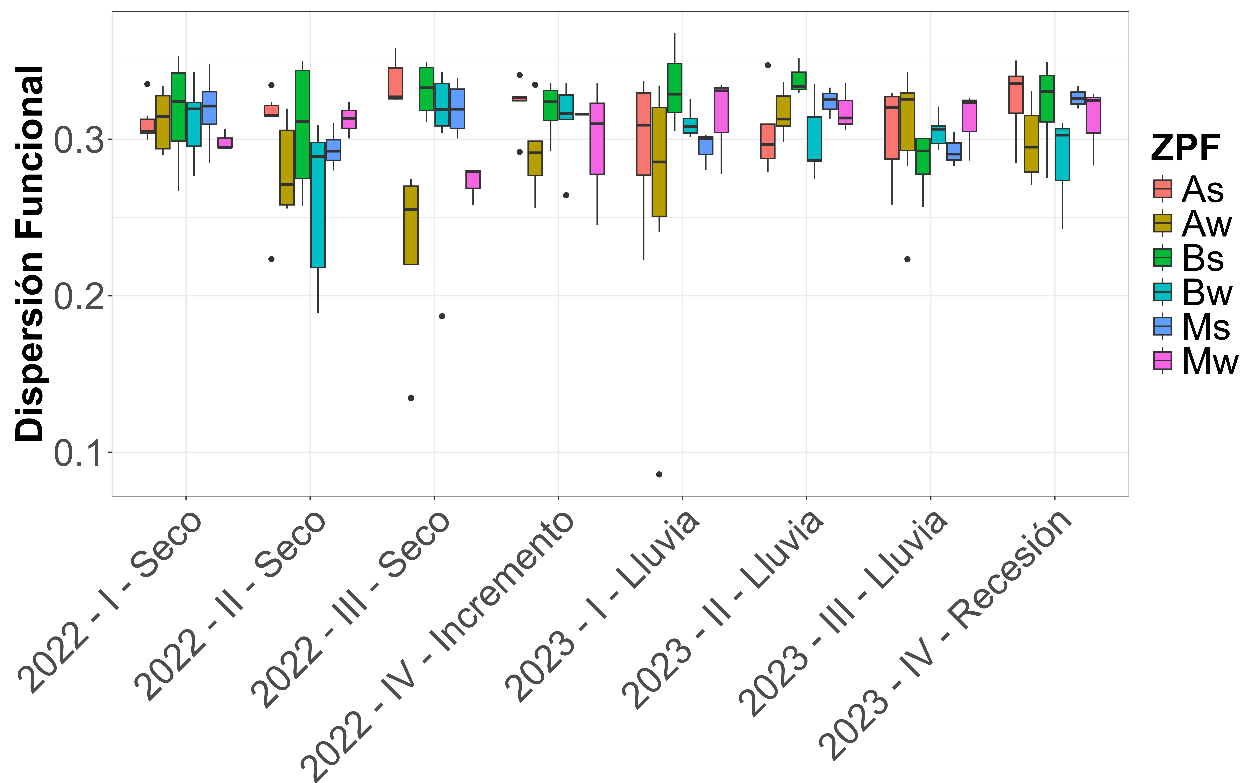
4.1.2.4. Dispersión Funcional (FDis).

La distribución de la dispersión funcional a lo largo del tiempo en las diferentes zonas de procesamiento funcional (ZPF) presenta valores promedios que varían desde los 0.25 a 0.35, lo que sugiere que los ensamblajes de macroinvertebrados están experimentando cambios dinámicos en su composición funcional a lo largo de las temporadas en cada ZPF.

Si realizamos una combinación por pares (Aw vs. As, Bw vs. Bs, Mw vs. Ms), Aw tiende a mostrar una mayor dispersión funcional que As, especialmente en la temporada de lluvia, de forma similar Bw parece tener mayor dispersión que Bs, mientras que Mw y Ms presentan un patrón más similar de dispersión funcional. Una comparación por grupos (Aw, Bw, Mw vs. As, Bs, Ms) muestra que Aw, Bw, Mw presentan una mayor dispersión funcional en comparación del grupo As, Bs, Ms, lo que puede indicar que los rasgos funcionales de los macroinvertebrados son más diversos es mayor en el primer grupo y menor en el segundo.

Figura 18

Variación del índice de dispersión funcional a lo largo de las diferentes temporadas en las zonas de procesamiento funcional



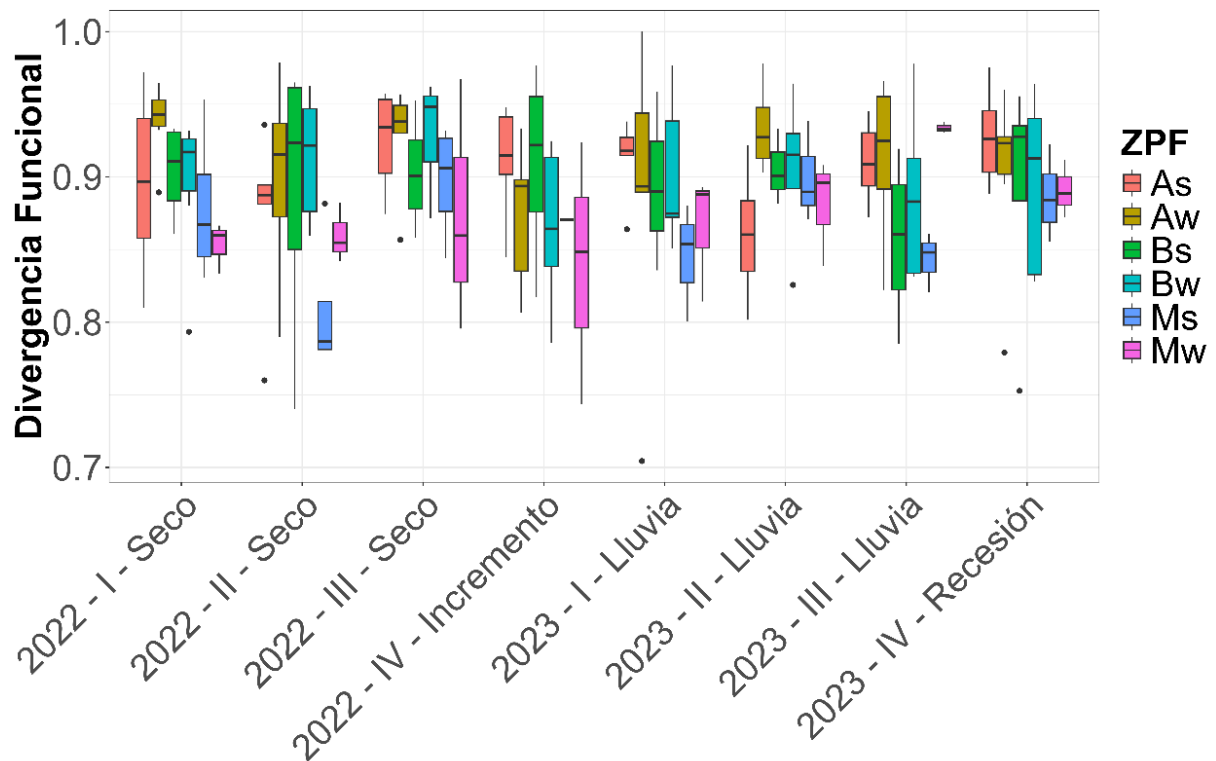
4.1.2.5. Divergencia Funcional (FDiv).

La divergencia funcional en las zonas de procesamiento funcional (ZPF) en diferentes temporadas presenta valores promedios que fluctúan en un rango de 0.75 a 0.95, con un grupo de ZPF conformado por Aw, Bw, Mw (ríos anchos) donde los niveles promedio son mayores en comparación con el grupo de As, Bs, Ms (ríos estrechos). Si realizamos una combinación por pares (Aw vs. As, Bw vs. Bs, Mw vs. Ms), Aw muestra una mayor divergencia funcional que As, especialmente en la temporada seca con una ligera disminución durante el periodo de incremento que luego incremento durante los meses de lluvia, de forma similar Bw parece tener alta divergencia a diferencia de Bs.

Los Mw presentan divergencia alta durante la época seca y bajo en la época de lluvia lo contrario a los Ms que tienden a ser bajos durante la el periodo seco con un ligero incremento durante el periodo de lluvia lo que indica que existe una gran heterogeneidad en la diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos.

Figura 19

Variación del índice de divergencia funcional a lo largo de las diferentes temporadas en las zonas de procesamiento funcional



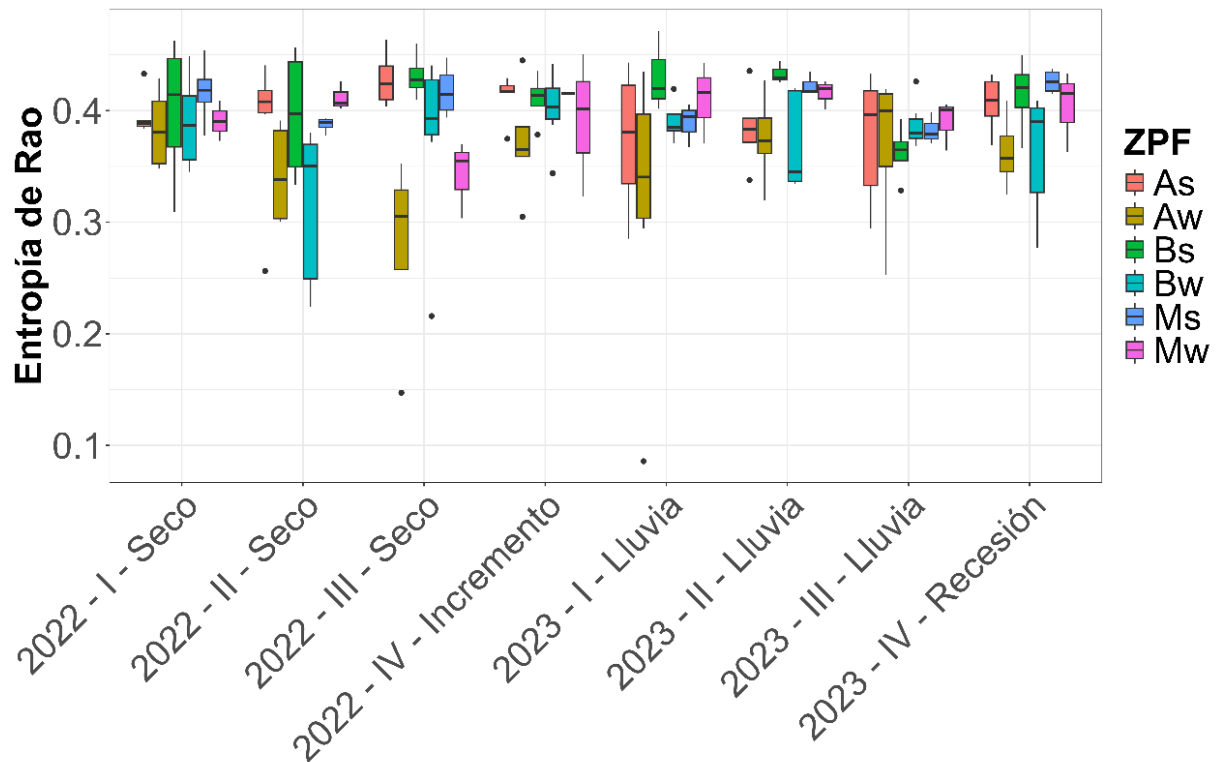
4.1.2.6. Entropía de Rao (Q).

La entropía de Rao parece variar considerablemente entre las diferentes temporadas y las zonas de procesamiento funcional con valores que van de 03 y 4.5. Las ZPF anchas (Aw, Bw y Mw) por lo general son las que presentaron valores más bajos de entropía lo que sugiere que la diversidad es menor, mientras que las ZPF estrechas son las que mayores valores han alcanzado lo que indica que su diversidad es mayor.

La tendencia que se puede observar es que durante la época seca los valores permanecen normales con mucha variabilidad, a medida que atraviesa la época de lluvia estos valores se hacen menos dispersos y empiezan a aumentar y durante la temporada de recesión estos valores aumentan mucho más.

Figura 20.

Variación del índice de entropía cuadrática de Rao a lo largo de las diferentes temporadas en las zonas de procesamiento funcional



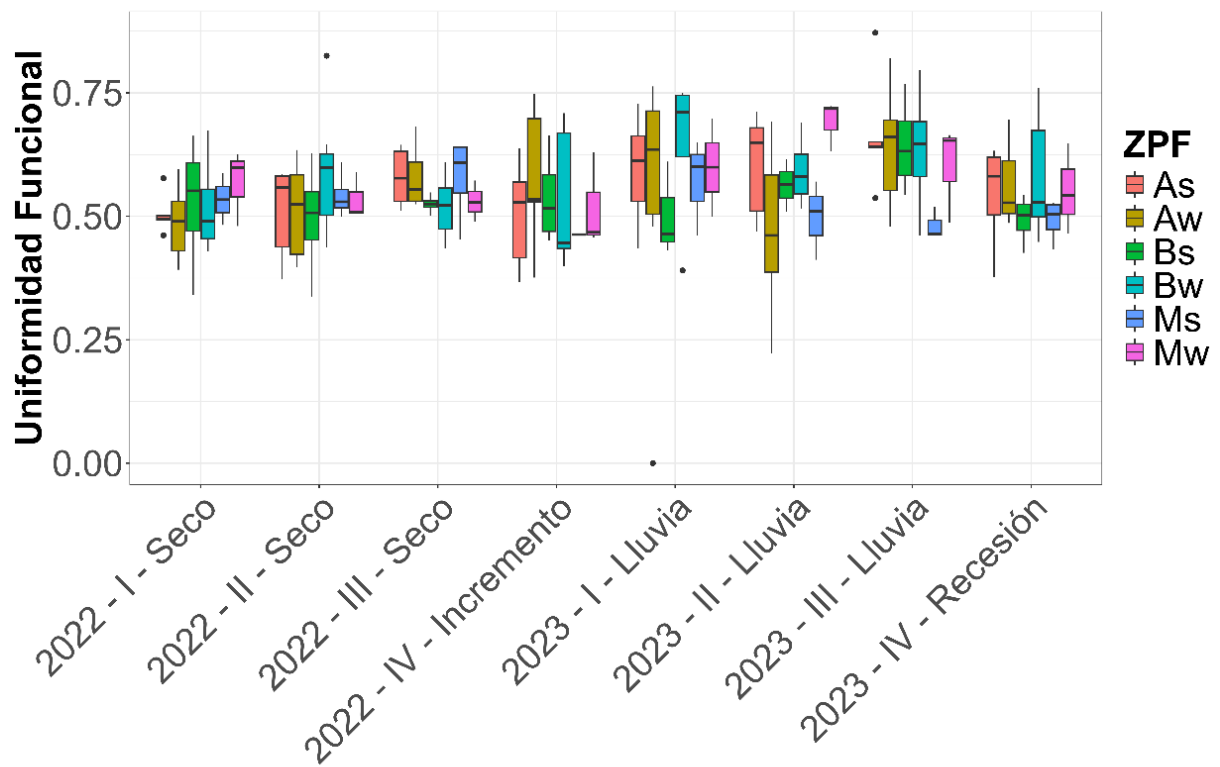
4.1.2.7. Uniformidad Funcional (FEve).

La uniformidad en las zonas de procesamiento funcional (ZPF) en diferentes temporadas presenta una tendencia que inicia la época seca con valores promedio que giran en torno a 0.50, pero a medida que se acerca el periodo de lluvias se presencia un incremento llegando a alcanzar valores superiores a 0.65 que van disminuyendo a medida que se acerca la época seca de nuevo (Figura 21).

Esto puede indicar que durante el periodo de lluvias existe una mayor estabilidad del ecosistema con comunidades resistentes a perturbaciones ya que existe múltiples especies que realizan la misma función y por ende si una especie desaparece, otra puede asumir su función. Esto también está ligado a la heterogeneidad del hábitat, mayor heterogeneidad favorece a una mayor diversidad funcional.

Figura 21

Variación el índice de uniformidad funcional a lo largo de las diferentes temporadas en las zonas de procesamiento funcional



Los grupos de ríos anchos (Aw, Bw, Mw) y ríos estrechos (As, Bs, Ms) en las ZPF presenta una variación notoria sobre los ríos anchos presentando mayor uniformidad funcional en macroinvertebrados en la mayoría de casos con algunas excepciones frente a los ríos estrechos.

Esto está basado en los resultados que se obtienen al realizar una combinación por pares (Aw vs. As, Bw vs. Bs, Mw vs. Ms), en el que Aw muestra mayor uniformidad funcional en la época de lluvia que As, mientras que los Bw presenta valores altos durante la época seca como de lluvia por encima de los Bs, de forma similar los Mw presenta una uniformidad ligeramente alta durante la época seca y más marcada en la época de lluvias a diferencia de los Ms que tienden a mantenerse más estable durante los diferentes épocas.

4.1.3. Características del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos en las diferentes subunidades hidrográficas que conforman la Cuenca de Chanchamayo.

4.1.3.1. Escalamiento Multidimensional No métrico.

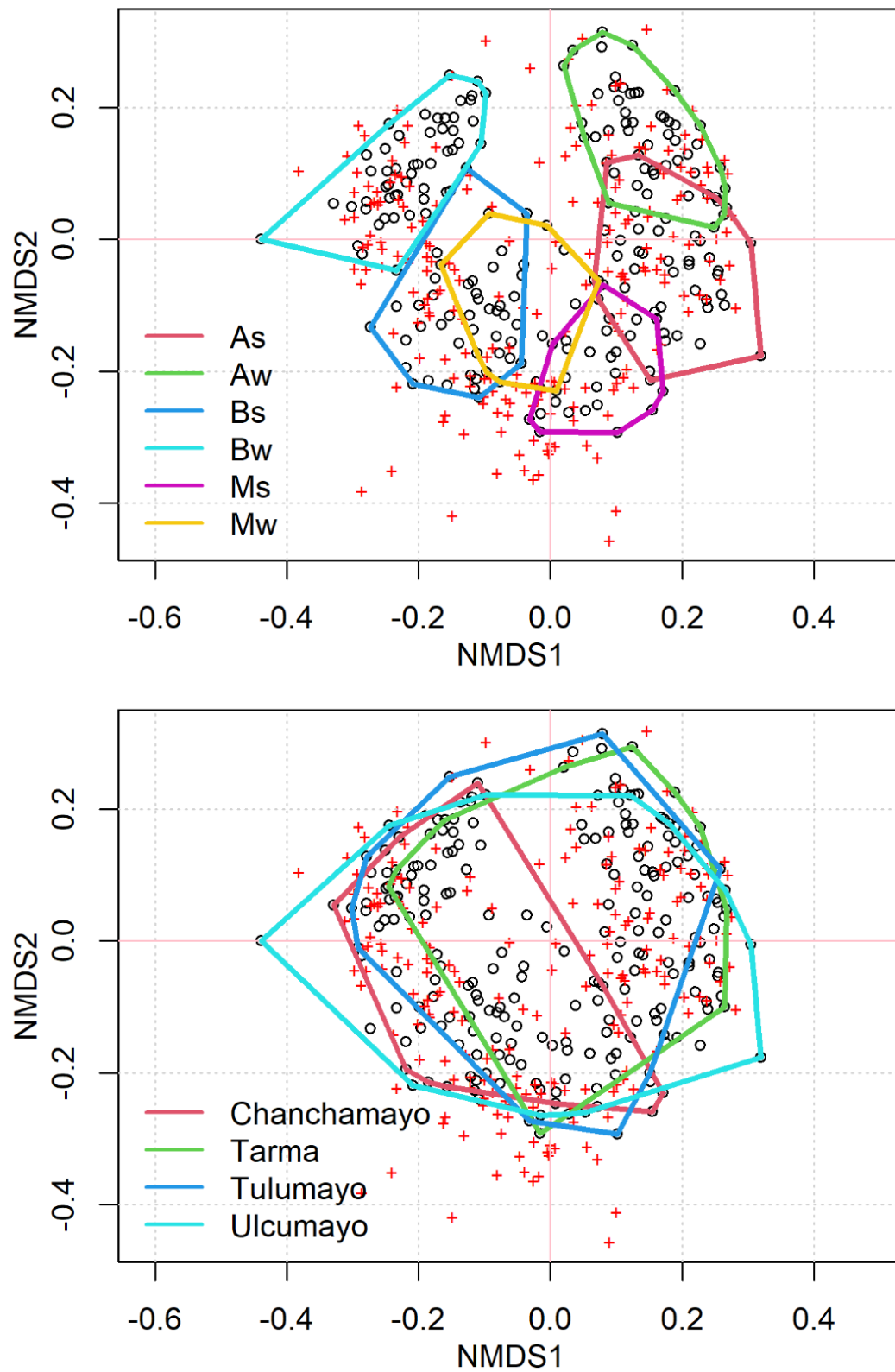
La superposición de los grupos indica que las zonas comparten algunas especies en común o que las condiciones ambientales en esas zonas son similares. Si de zonas de

procesamiento hablamos, los Aw solo comparten similitud con los As, más no con ningún otro grupo funcional, mientras que los As comparten cierta similitud también con los Ms, estos con los Mw, y estos con los Bs. Los Bw por su parte no presentan similitud con ningún otro grupo, por lo que se puede inferir que presenta características únicas en su territorio, es decir, la composición de macroinvertebrados en dicha zona es diferente a la del resto, Además, se puede apreciar que tanto los andinos (As, Aw) y basimontanos (Bs, Bw) muestran una separación clara, son los montanos (Ms, Mw) los que comparten características con ambos, pero solo con las zonas estrechas (As, Bs).

Por otro lado, una mayor dispersión de puntos indica mayor variabilidad en la composición de especies entre las muestras de dicha zona. La gran mayoría de las zonas presenta dispersión, pero existen zonas donde es mucho más marcada como los basimontanos (Bs, Bw) esto debido a que las zonas de sus puntos se encuentran más alejados unos de otros, a esto se le podría añadir los Mw y As ya que también cubren un área grande y sus puntos se encuentran alejados. Del mismo modo, una menor concentración de puntos puede indicar mayor heterogeneidad como es el caso de los Ms.

Figura 22.

Análisis multivariado no métrico del ensamblaje de macroinvertebrados en las zonas de procesamiento funcional y las subcuencas



En este análisis realizado a nivel de subcuencas se muestra como Chanchamayo y presenta un área menos dispersa por lo que la composición de macroinvertebrados es similar, por su parte, las subcuencas Tarma y Tulumayo comparten gran parte de las características que presenta la subcuenca Chanchamayo por lo que, al ser áreas más grandes, existen variaciones y por ende tienden a ser más heterogéneas. Sin embargo, la subcuenca Tulumayo es la que mayor abarca todas condiciones ambientales al ser el que mayor área ocupa agrupando dentro de esta al resto de las subcuencas, por lo tanto, se puede inferir que esta presenta la mayor composición y variabilidad de especies de macroinvertebrados.

4.1.3.2. Análisis de Componentes Principales.

El gráfico de componentes principales (PCA) realiza una visualización multidimensional de la relación entre las zonas de procesamiento funcional (ZPF) y las variables ambientales. El PC1 explica el 63.4 % de la varianza, mientras que el PC2 explica el 12.8 %. Juntos se obtiene un 76.2.4 % de varianza lo que lo convierte en un buen indicador y que se ha logrado capturar información contenida en los datos originales.

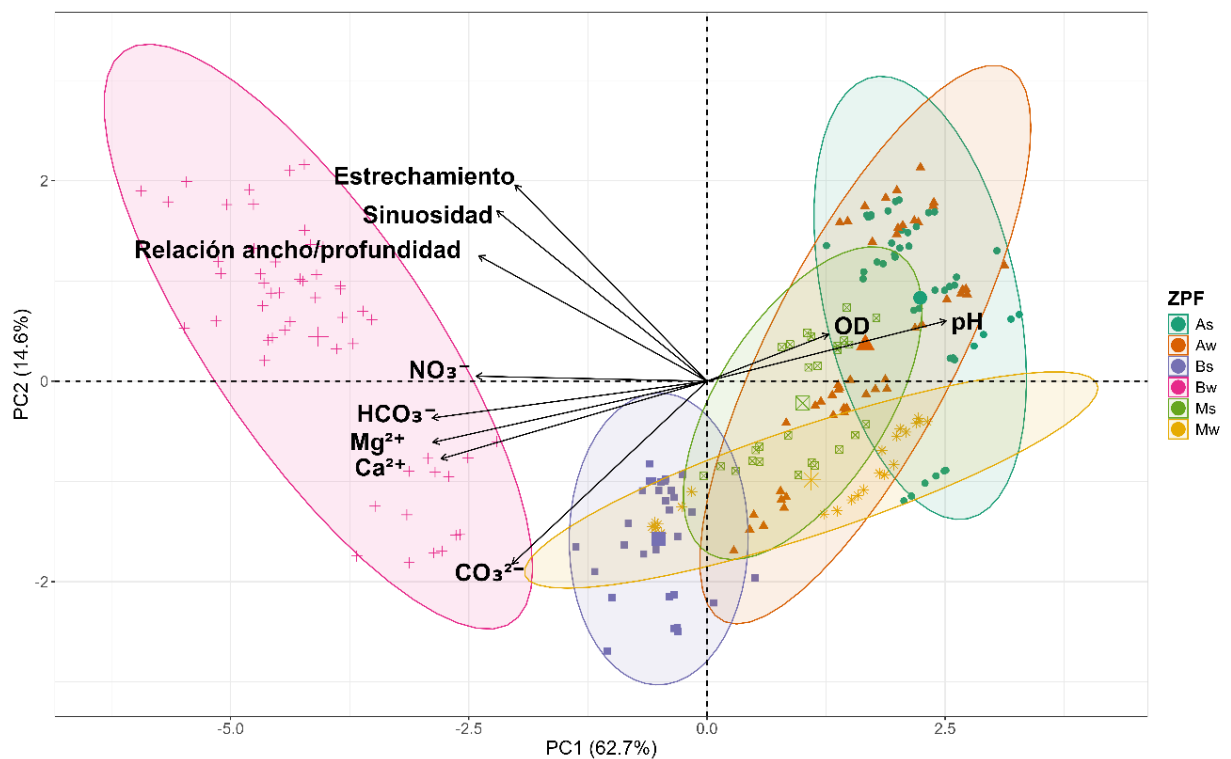
Los puntos representan los macroinvertebrados principales en cada una de las ZPF, las cuales fueron agrupadas en distintas regiones del gráfico. Existe un grupo conformado por los basimontanos anchos (Bw) que se ubica hacia el lado izquierdo donde la composición de macroinvertebrados que es totalmente diferente al resto de los grupos cuya relación está asociada negativamente con variables ambientales como el HCO^3 , Mg y Ca. Por otro lado, el resto de los grupos (As, Aw, Ms, Mw, Bs) presentan una composición similar, sobre todo los Mw ya que presentan gran variabilidad dentro de su composición lo que permite que comparta similitudes con el resto de los grupos.

Otros grupos comparten estas características solo con uno o dos grupos como es el caso de los As con Aw y Mw; los Ms, con Aw y Mw y los Bs con los Mw. Cabe resaltar que la forma elíptica de varios grupos funcionales indica una mayor variabilidad en su composición (As, Aw, Mw y Bs), mientras que una forma menos alargada representa menor variabilidad (Ms, Bw).

Las variables que apuntan en la misma dirección que los componentes principales de cada ZPF como el pH y el oxígeno disuelto (OD) están asociados positivamente con PC1 hacia la derecha, especialmente los As y Aw parecen estar bastante influidos por dichas variables químicas, por su parte del lado derecho los Bw están asociados con altos niveles de HCO_3^- , Mg y Ca. En cambio, Ms y Mw parecen ocupar una posición intermedia en la relación con las variables ambientales relacionados con el área.

Figura 23.

Análisis de componentes principales en las zonas de procesamiento funcional

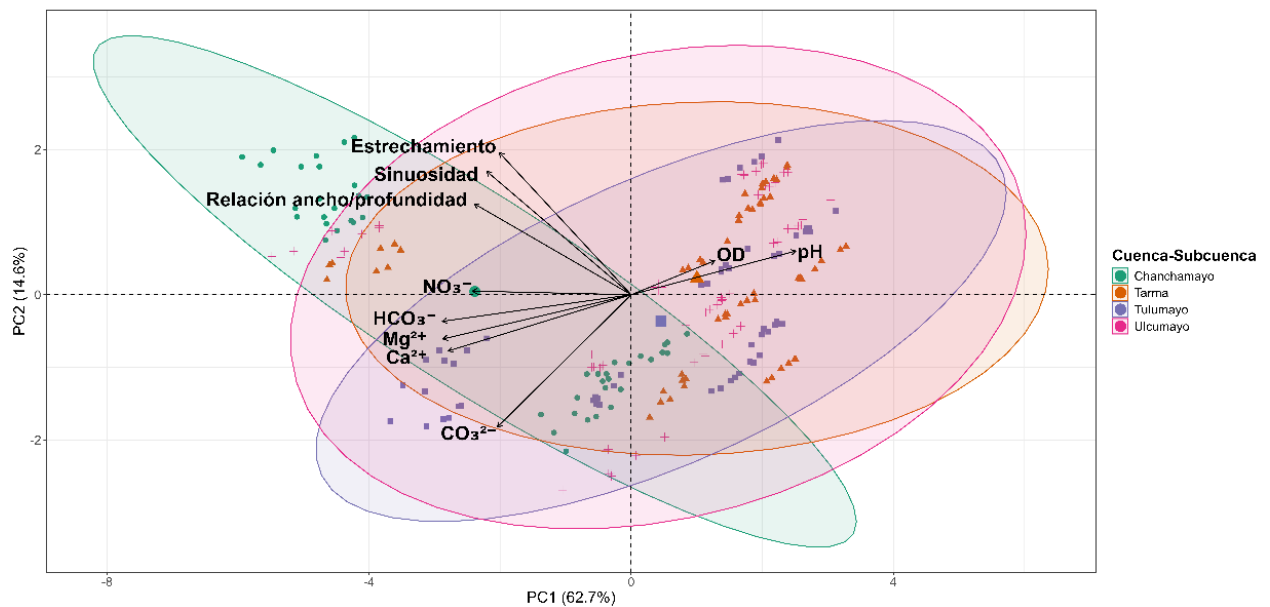


A nivel de subcuenca no existen muchas diferencias significativas dado que la mayoría de estas comparten la composición en mayor o menor medida (Figura 24). Las diferencias que se pueden apreciar en los patrones de zonación no se logran ver en este análisis por cuenca debido a que existe una superposición entre las cuencas, sin embargo, la que mayor composición presenta es la subcuenca Ulcumayo al ser la elipse más grande que abarca el resto de las subcuencas.

Por otro lado, la intercuenca Chanchamayo a diferencia del resto de subcuencas es la que presenta una composición que por un lado es compartida con las demás y por el otro presenta una parte de su composición que es única, algo que le pasa de forma similar a la subcuenca Tarma. Además, muestra las variables ambientales que están asociados a la composición en cada subcuenca. Las diferencias que se pueden apreciar en los patrones de zonación no se logran ver en este análisis por cuenca debido a la superposición entre las subcuencas e intercuenca.

Figura 24

Análisis de componentes principales en las subcuencas



4.1.3.3. Análisis de Correspondencia Canónica.

El análisis de correspondencia canónica fue utilizado para examinar la relación entre la zonación funcional y los factores ambientales. Este análisis incorpora seis (6) zonas de procesamiento funcional (ZPF) y sugiere cómo la funcionalidad en estas zonaciones varía en función de gradientes ambientales representados por variables como pH, cl, mg^{2+} , ca^{2+} , relación ancho-profundidad y estrechamiento del canal.

Cada grupo ocupa una región distinta, los andinos (Aw, As), montanos (Mw, Ms) y basimontanos (Bw, Bs) presentan zonaciones funcionales distintas unos de otros. De la misma forma los grupos de las zonas anchas (Aw, Mw y Bw) y los grupos de las zonas estrechas (As, Ms y Bs) son completamente diferentes.

El grupo As y Aw se encuentran superpuestas indicando que estos grupos comparten características específicas que los diferencian de los otros grupos (Bs, Bw, Ms, Mw). Sin embargo, se puede apreciar que Aw tiene una forma más alargada lo que

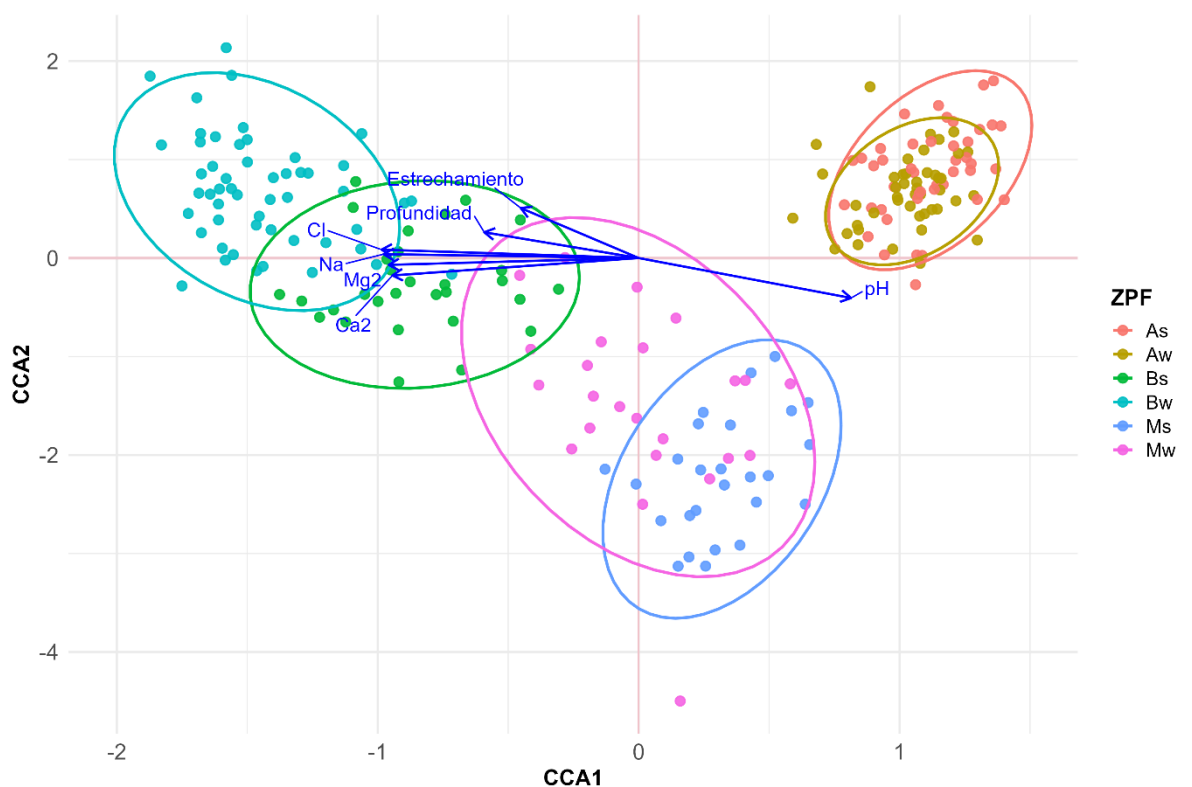
hace referencia a que una parte de las zonaciones funcionales es diferente al resto y que las zonaciones que agrupa es más disperso. Mientras que As presenta un grupo más concentrado lo que quiere decir que las zonaciones dentro de este grupo comparten características similares. Este grupo está cerca del vector pH lo que significa las características de este grupo están influenciadas por esta variable, lo que sugiere que el pH es significativo en la agrupación de estas zonaciones funcionales.

El grupo Bw y Bs también tienen un traslape por lo que comparten ciertas similitudes. Ambos están influenciados por las mismas condiciones ambientales químicas (Ca, Mg, Na, Cl) como físicas (estrechamiento, profundidad), pero con variaciones. Bw está más influenciado por las variables físicas y Bs por las químicas.

El grupo de los montanos Mw y Ms por su parte, se encuentran un poco más distantes de los otros grupos especialmente el Ms, de igual manera se encuentra alejado de los vectores lo que indica que está sujeto a condiciones muy distintas que no se reflejan en las demás variables representadas. Por su parte Ms, se encuentra cercano a Bw y Bs lo que podría sugerir que comparten ciertas características de zonación funcional con estos grupos, pero que también hay un traslape con Mw por lo que comparten ciertas semejanzas entre ambos grupos.

Figura 25

Análisis de correspondencia canónica en las zonas de procesamiento funcional



Todas las variables ambientales evaluadas (Tabla 10) presentan un valor de $p < 0.001$ lo que significa que todas las variables tienen un impacto significativo o muy significativo en las diferencias de los grupos e influyen en su separación. El calcio (Ca^{2+}), sodio (Na) y ancho – profundidad son los determinantes más fuertes, mientras que el pH y los nutrientes (Mg^{2+} y Cl) tienen impactos significativos, pero algo menores.

Tabla 11

Factor análisis de correspondencia canónica

Variable	Df	ChiSquare	F	Pr(>F)
Ca2	1	0.5243	6.8684	0.001
Mg2	1	0.1338	1.7522	0.001
Na	1	0.1458	1.9105	0.001
Cl	1	0.1323	1.7336	0.001
pH	1	0.1334	1.7476	0.001
Estrechamiento	1	0.1691	2.2147	0.001
Ancho - Profundidad	1	0.1091	1.4298	0.027
Residual	214	16.3359		

Nota. Si $p < 0.001$ (muy significativo), $p < 0.01$ (significativo), $p < 0.05$ (marginamente significativo), $p < 0.1$ (posible significación) o $p \geq 0.1$ (no significativo).

4.1.3.4. Análisis de varianza permutado.

El análisis de varianza permutado aplicado al análisis de correspondencia canónica nos indica que las diferencias observadas entre los grupos son altamente significativas, es decir que al menos uno o más de uno de los grupos presenta una composición diferente a la del resto.

Tabla 12

Factor análisis de varianza permutado (PERMANOVA) sobre el análisis de correspondencia canónica

	GL	Suma de Cuadrados	R ²	F	Pr(>F)
Model	5	12.424	0.12566	6.2088	0.001
Residual	216	86.447	0.87434		
Total	221	98.872	1		

4.2 Presentación de Discusiones

4.2.1. Características Químicas y Físicas del Hábitat

En el área de estudio, todos los ríos Ulcumayo, Tulumayo, Tarma y Chanchamayo, presentan rasgos típicos de ríos de montaña, como su ubicación, pendiente pronunciada, caudal variable y lecho rocoso. Sin embargo, también presentan diferencias en cuanto a su área de cuenca, longitud del cauce, forma de la cuenca, orden de la cuenca y altitud media. Estas

diferencias pueden influir en su caudal, régimen hidrológico, geomorfología y ecosistemas asociados.

En su mayoría presentan cualidades que corresponden a sistemas oligotróficos con aguas transparentes y de baja conductividad eléctrica que aumenta a medida que desciende la altitud. Asimismo, presentan una concentración de oxígeno disuelto más elevado y un pH alcalino – neutro, que desciende a medida que baja la altitud. Por otro lado, el diagrama de piper, que muestra la presencia de iones dentro del agua corresponde a un tipo de agua dominado por calcio magnesio y bicarbonato que surgen a partir de la disolución de carbonatos, silicatos y evaporitas (Phuyal et al., 2024) característicos de la geología del lugar. Fonseca Salazar et al. (2019) comentan que la presencia de minerales como carbonatos de calcio y magnesio están relacionadas con el incremento del pH. Resultados similares fueron hallados en investigaciones como las de Li et al. (2024) y Ali et al. (2025) donde obtuvieron como principales cationes Ca^{2+} - Mg^{2+} y como anión principal HCO^{-3} dando lugar a tipos hidroquímicos primordiales como bicarbonatadas cálcicas y bicarbonatadas cálcicas magnésicas que como comenta Lu et al., (2024) surgen principalmente por la erosión y la disolución de carbonatos.

El análisis de cobertura vegetal nos muestra que el área de estudio está dominada por pajonal andino. Las zonas de los ríos andinos (2500 - 3800 m. s.n. m) presentan dicha cobertura vegetal, sin embargo, las zonas ribereñas de los ríos están compuestas por bosques de basimontano (1800 – 2500 m. s.n. m) y montano (600-1800 m. s.n. m) evidenciando una gradiente altitudinal bien marcada.

Este gradiente espacial va acompañado de variaciones notables en los factores físicos y químicos a lo largo del eje longitudinal de los ríos (Liu et al., 2021). Estas variaciones en las condiciones del hábitat a lo largo del gradiente longitudinal conducen a cambios en la composición y la abundancia (Ma et al., 2023) del ensamblaje de macroinvertebrados.

El estudio geomorfológico definió seis (6) zonas de procesamiento funcional (ZPF) las zonas altas conformadas por Quebradas andinas (As) y Andinos amplios (Aw), zonas intermedias compuestas por Quebradas montanas (Ms) y Montanos amplios (Mw), y por ultimo las zonas bajas que abarcan Quebradas basimontanas (Bs) y Basimontanos amplios (Bw). La red de estos ríos se configura como una serie de parches a gran a escala (ZPF) (Elgueta et al., 2019), cuya distribución espacial se parece a una progresión ordenada de ajuste morfológico o patrón clinal. Los resultados mostraron que las seis ZPF se encuentran en los ríos Tulumayo, Ulcumayo y Tarma con excepción del Chanchamayo donde se encuentran solo dos ZPF.

Asimismo, las condiciones físicas a través de la evaluación SVAP arrojaron una condición “media” y “buena” para cada una de las ZPF, donde los ríos anchos (Aw, Mw y Bw) presentaron una mejor calidad de hábitat que los ríos estrechos (As, Ms y Bs).

El hábitat físico proporciona la plantilla sobre la cual la evolución actúa para crear estrategias distintivas de la historia de la vida (Southwood 1977, 1988). En consecuencia, la estructura física de las redes fluviales rige el tipo, la abundancia y la disposición de las comunidades biológicas que se encuentran dentro de estas redes (Thoms et al., 2018). Este estudio ha demostrado que cada ZPF presenta una composición de especies de macroinvertebrados diferente, asociados con el carácter de las ZPF (Elgueta et al., 2019; Maasri et al., 2019; Thoms et al., 2017).

Estudios en arroyos andinos como el de Lujan et al. (2013) y Madsen et al. (2015) han demostrado que las variaciones en la composición de macroinvertebrados se atribuyen a la altitud y los parámetros de la corriente directamente correlacionados con la gradiente altitudinal, como la disponibilidad de oxígeno y la temperatura.

4.2.2. Abundancia, Riqueza y Diversidad Funcional de Macroinvertebrados

Los resultados de abundancia tanto a nivel de subcuencas y zonas de procesamiento funcional mostraron una tendencia muy marcada a través de las diferentes temporadas. Se registró una mayor abundancia de macroinvertebrados en los periodos secos que disminuyó significativamente durante las épocas de lluvias, pero se recuperó a medida que regresaba a la temporada seca. Estos coinciden con los resultados obtenidos por Granados et al. (2017) y García Rodríguez et al. (2010), quienes citan un incremento importante de sus poblaciones en periodos secos, relacionando este incremento de organismos, como un producto de la estabilización del ecosistema y la disponibilidad de alimento.

La reducción de las poblaciones de estos organismos en épocas de lluvias es causada por el mayor movimiento de la masa de agua debido al efecto de arrastre que provoca este periodo, el cual produce el aumento de la intensidad de las corrientes en el fondo lo cual provoca la inhibición de las comunidades y reduce considerablemente su tasa de crecimiento (Prejs & Prejs, 1992; Iwakuma, 1992; Jackson, 1993). Por su parte en la temporada de recesión la disminución del caudal permite la recuperación del número de individuos (Molina et al., 2008).

Este mismo patrón sucede con la riqueza específica. Sin embargo, a diferencia de la abundancia este patrón no es tan marcado. Un análisis por grupos muestra que la riqueza

específica en las ZPF tiende a presentar valores ligeramente altos de riqueza para las zonas estrechas (As, Ms, Bs) que para las zonas (Aw, Mw, Bw).

Las zonas estrechas están suelen tener corrientes más rápidas y lechos rocosos, ofreciendo más refugio y oxígeno lo que favorece a ciertas especies de macroinvertebrados bentónicos. En cambio, los ríos anchos contienen mayor alimento y refugio disponible, por lo que es posible encontrar mayor abundancia de especies adaptadas a esa condición, sin embargo, al ser un entorno más homogéneo es probable que no se encuentre tanta variedad como en los rápidos.

Las tendencias que se obtuvieron coinciden con los estudios de Hou et al. (2024) cuyos resultados de abundancia y riqueza específica en macroinvertebrados durante los periodos normales o época seca presentaron valores altos, mientras que en la temporada de lluvias o inundaciones estos valores fueron reduciendo. Principalmente en la abundancia, los valores presentaron una disminución significativa, mientras que las diferencias fueron mínimas para la riqueza de especies.

Por otro lado, nuestros resultados detectan cambios en la abundancia y riqueza específica de macroinvertebrados a lo largo de la gradiente altitudinal en cada una de las ZPF. Estos resultados concuerdan con el estudio de Lujan et al. (2013) de la cuenca Arazá-Iambari-Madre de Dios, cuyo estudio cubría una gradiente altitudinal amplia y una distancia longitudinal de cientos de kilómetros donde se encontraron patrones similares en la riqueza y la composición de los ensamblajes de macroinvertebrados a lo largo del canal principal y sus afluentes. Asimismo, el estudio de Jacobsen et al. (2020) también muestra un patrón similar donde la riqueza no cambia significativamente, mientras que la composición sí. Estos patrones fueron en gran medida similares a lo largo del cauce principal y los afluentes.

El índice de Shannon - Weiner nos muestra la diversidad de macroinvertebrados abarcando riqueza, equidad y dominancia. Como resultado, los ríos estrechos (As, Bs y Ms) mostraron una mayor diversidad de especies a lo largo de las diferentes temporadas en comparación con los ríos anchos (Aw, Bw y Mw).

Esto puede estar ligado como menciona Galindo Uribe et al. (2022) a la heterogeneidad del paisaje puesto que contribuye a la coexistencia especies con afinidades diferenciales por tipos de vegetación natural y antropogénica, lo cual está dado por los valores en sus rasgos funcionales. La heterogeneidad suele ser por lo general mayor en los ríos estrechos lo que permite la creación de diversos nichos ecológicos y a su vez la coexistencia de más especies, mientras que en los ríos anchos suelen ser más homogéneos dando lugar a una menor variedad

de nichos ecológicos y como resultado una menor diversidad, esto debido a que hay menos oportunidades para que las especies se especialicen y coexistan.

Además, los bosques riparios también crean una gran diversidad de hábitats bentónicos en el lecho de los ríos (Reid et al., 2010). Este estudio demuestra la importancia crucial de las zonas riparias y la heterogeneidad del lecho de los ríos para mantener la diversidad funcional de los macroinvertebrados en los arroyos. Nuestros resultados arrojan que las zonas montano (Ms y Mw) son los que presentan los valores más altos del índice de Shannon – Weiner por ende la diversidad de especies es mayor, esto puede deberse a la presencia tanto de la heterogeneidad del lecho, así como la cobertura vegetal que está representada por bosques de yunga los cuales aseguran procesos importantes como los aportes de materia orgánica alóctona lo que favorece a la existencia de una mayor diversidad.

Tal como menciona Driscoll et al. (2013), un aumento en la heterogeneidad del paisaje en términos de estructura de la vegetación representa una mayor complementariedad y suplementación de nichos o recursos favoreciendo la presencia de especies con diferentes requerimientos ecológicos y grados de especialización. Estos patrones se ven reflejados de forma similar en el resto de los índices de dominancia.

En términos de diversidad funcional se evaluaron cuatro índices que muestran como la composición funcional en las diferentes ZPF experimenta cambios en su estructura. La dispersión funcional nos muestra que, en cada una de las zonas de procesamiento funcional, especialmente en los ríos estrechos (As, Ms y Bs) el ensamblaje de macroinvertebrados presenta una gran variedad de rasgos funcionales, que varía ligeramente a lo largo de las diferentes temporadas. Esto mismo sucede con la entropía de Rao que respalda la existencia de especies con una amplia gama de funciones y que éstas se distribuyen de forma equitativa en cada una de las ZPF.

Por otro lado, la baja divergencia funcional en algunas ZPF como los ríos anchos (Aw, Mw y Bw) nos muestra que a pesar de existe una amplia variedad de rasgos funcionales, las especies más abundantes tienden a ser funcionalmente más similares entre sí, es decir, varias especies podrían estar realizando funciones idénticas, especialmente las dominantes. Sin embargo, la uniformidad funcional se muestra relativamente estable en cada una las ZPF lo que evidencia estabilidad en la composición de macroinvertebrados formando comunidades resistentes a perturbaciones ya que más de una especie puede realizar y cumplir la misma función.

Estos resultados sugieren que las funciones ecológicas del ensamblaje de macroinvertebrados se mantienen relativamente estables. Es decir, aunque la abundancia y riqueza de los macroinvertebrados varíe en las diferentes estaciones, la diversidad de roles funcionales sigue siendo parecida. Por lo que se puede inferir que las especies presentes en el ensamblaje de macroinvertebrados están acondicionadas a la variabilidad natural y poseen adaptaciones que les permiten permanecer en el ambiente y sobrevivir al disturbio (Dinh & Death, 2018) u hábitat rápidamente (Dinh & Death, 2018) lo que refleja un equilibrio funcional.

Pumasupa et al. (2021), ratifican que el índice de Rao con el índice de dispersión funcional muestra una fuerte correlación. Además, los índices que obtuvieron una alta representatividad fueron el índice de Rao y el índice de divergencia funcional, indicando que estos índices permiten exponer bien los patrones de segregación que hay entre estaciones (Pumasupa et al., 2021).

4.2.3. Influencia de los Factores Ambientales en la Composición de Macroinvertebrados

El análisis nmds muestra las diferencias en composición de especies de macroinvertebrados en las ZPF. Esto se ve reflejado en los diferentes grupos como As, Ms y Bs (ríos estrechos) y Aw, Mw y Bw (ríos anchos), donde la composición de macroinvertebrados es diferente y característico de la zona. Guan et al. (2024) enfatiza el rol importante que desempeñan las variables del hábitat en la formación de los ensamblajes de macroinvertebrados bentónicos. Asimismo, Firmiano et al. (2021) añade que estas variables sirven como filtros al seleccionar especies de macroinvertebrados con un conjunto específico de características, lo que les permite persistir (Firmiano et al., 2021).

De igual forma es evidente que ciertos grupos se sobrelapan con otros lo que indica que comparten ciertas especies. Burgazzi et al. (2020), menciona que la distribución espacial de los hábitats adecuados, junto con las capacidades de dispersión de los taxones constituyentes, influyen colectivamente en la estructura de los ensamblajes, donde los sitios cercanos tienen una composición de especies más similar que los más alejados como es el caso de los grupos de las ZPF los cuales ocupan un lugar determinado en la región donde las zonas altimontanas (As, Aw), presentan una composición diferente a la de las zonas basimontanas (As, Aw), sin embargo, los montanos (Ms, Mw) son esa zona intermedia que comparte parte de la composición de ambos.

El PCA y CCA muestran como las zonaciones presentan una composición funcional diferente para cada grupo y la relación que esta tenga con las variables ambientales, como cambia la estructura funcional en función de estas. El resultado es similar al nmDS solo que aquí la composición es más funcional. Como resultado, se evidencia que andinos, montanos y basimontanos presentan composiciones funcionales diferentes, unos de otros, aunque algunos traslapes indiquen que se presentan semejanzas en su composición.

A esto se le añade las variables ambientales que son más significativas como el pH y OD para los tramos andinos, estrechamiento y profundidad juntamente con las variables químicas que están asociadas a la estructura funcional de las zonas basimontano. Por su parte, el grupo de los montano, se diferencia completamente por lo que pueden ser otras las variables ambientales las que estén asociadas en su composición funcional. Estos resultados son de esperarse esto debido a que el sistema que se presenta cubre un gradiente altitudinal, donde tanto las variables ambientales como las espaciales están inevitablemente intercorrelacionadas (Wang et al., 2012; Tonkin et al., 2018).

Diversos estudios realizados confirman que las variables ambientales influyen en la composición de especies como macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo, algunas variables son más significativas que otras dependiendo de factores como la ubicación geográfica. En este sentido estudios como el de Jacobsen et al. (1997) y Jacobsen (2008) mencionan que la temperatura junto con el oxígeno disuelto son variables impulsoras clave de en el ensamblaje de los macroinvertebrados bentónicos en arroyos de montaña. Esto se asemeja a los resultados obtenidos en este estudio donde el oxígeno disuelto presenta una fuerte influencia en los macroinvertebrados en zonas de ríos de gran altitud (As, Aw), no obstante, la temperatura, aunque significativa en dichos estudios, no es relevante en el nuestro. Esto podría ser generado por las características propias de los ríos de montaña estudiados.

Como se anticipaba, las variables ambientales del hábitat juegan un papel crucial en la conformación del ensamblaje de macroinvertebrados en las diferentes ZPF ubicadas a lo largo de la gradiente altitudinal. (Sotomayor et al., 2023) mencionan que es probable que los aspectos hidrogeomorfológicos (es decir, pendiente), microbiológicos (es decir, FC) y químicos (es decir, CE, DO, TH, pH) sean características importantes para influir en la densidad de agua de los macroinvertebrados en la cuenca de estudio. La estructura del ensamblaje y sus rasgos dominantes en estos sistemas son el resultado de filtros ambientales que actúan a diferentes escalas espaciales. (Dunning et al., 1999 y Fahrig et al., 2011).

Un estudio reciente realizado por Guan et al. (2024) analizaron patrones de diversidad y factores impulsores de macroinvertebrados acuáticos en humedales de llanuras aluviales y no aluviales cuyos hallazgos subrayan el impacto significativo de las variables espaciales en las variaciones en los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos. Donde a mayores distancias geográficas entre sí se exhibieron disimilitudes crecientes, lo que confirma la influencia de las variables espaciales. Sin embargo, el análisis de las variables climáticas y de hábitat junto con las variables ambientales explicaron de forma conjunta las variaciones en los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos lo que significa que estos factores ambientales imponen una severa restricción a estos organismos.

CONCLUSIONES

Los resultados evidenciaron patrones de distribución de los macroinvertebrados donde la abundancia presentó disminuciones significativas durante las temporadas de lluvias, algo que no sucedía con la riqueza la cual se mantuvo más estable en los diferentes periodos. El índice de Shannon -Weiner mostró como la diversidad de especies es ligeramente mayor en los ríos estrechos que en los ríos anchos. Asimismo, la dispersión funcional y el índice de Rao en los ríos estrechos exhibieron especies con una amplia gama de roles ligeramente mayor a la de los ríos anchos los cuales según el índice de divergencia funcional están compuestos por especies dominantes que cumplen roles similares.

No obstante, la uniformidad funcional indicó estabilidad en la composición dentro de cada ZPF por lo que frente a disturbios naturales (cambios estacionales) y antropogénicos (agricultura, urbanización, etc) las comunidades son más resistentes ya que más de una especie puede cumplir el mismo rol. Por otro lado, los factores ambientales como la zonación y variables físicas (área, estrechamiento, profundidad) y químicas (concentraciones de carbonato, calcio, magnesio, pH, oxígeno disuelto) están asociados fuertemente con la estructura taxonómica, comunitaria y funcional de estos macroinvertebrados bentónicos. Estos factores ambientales cambian a lo largo de la gradiente altitudinal en consecuencia la composición de estos organismos también presenta cambios, inicia con un ensamblaje de macroinvertebradas aguas arriba que conforme desciende la altitud este ensamblaje va cambiando siendo reemplazado por otras especies sin perder su estabilidad.

La cuenca del Chanchamayo se encuentra en etapa de madurez con presencia de actividad media. Los ríos que conforman esta cuenca (Ulcumayo, Tulumayo, Tarma y la Intercuenca Chanchamayo) presentan características físicas típicas de ríos de montaña que corresponden a sistemas oligotróficos con aguas transparentes, baja conductividad eléctrica, oxígeno disuelto elevado en las zonas altas y un pH alcalino - neutro. Asimismo, la concentración del agua está dominado por disolución de carbonatos, calcio y magnesio. La cobertura vegetal en las zonas altas está compuesta por pajonal andino mientras que en las zonas intermedias y bajas predominan los bosques de yunga.

La abundancia, riqueza y diversidad funcional variaron espacial y estacionalmente a lo largo de la gradiente altitudinal. La abundancia durante la época seca fue mayor en las zonas bajas y a pesar de una disminución significativa durante la temporada de lluvias esta siguió siendo mayor en dichas zonas. Con la riqueza el patrón estacional fue similar, mayor riqueza durante la temporada seca con una ligera disminución en el periodo de lluvias. Sin embargo, a

diferencia de la abundancia la riqueza fue ligeramente mayor en las zonas intermedias y bajas de la gradiente altitudinal. Por otro lado, la diversidad funcional muestra una alta composición de especies con distintos rasgos funcionales estables con un gradiente de reemplazo que es consistente a lo largo de las diferentes temporadas.

Cada una de las zonas procesamiento funcional (ZPF) muestran una composición diferente de macroinvertebrados, aunque en algunas zonas que se encuentran más cercanas a otras comparten ciertas características. Las zonas de los ríos estrechos (As, Ms y Bs) y los ríos anchos (Aw, Mw y Bw) presentan una composición única. Esto mismo sucede con las zonas altimontanas (As, Aw) y basimontanas (Bs, Bw) cuya composición es propia de cada una de estas zonas. Los montanos (Ms, Mw) por su parte, se encuentran en la zona intermedia de la gradiente altitudinal por lo que comparte parte de las características de la composición de las zonas altimontanas (As, Aw) y basimontanas

RECOMENDACIONES

- Se recomienda incluir un análisis más detallado y amplio de variables físico químicas del agua como nitratos y fosfatos. También incluir indicadores de carga orgánica como la demanda bioquímica de oxígeno y parámetros como turbidez y sólidos disueltos. Estas variables van a permitir identificar de manera más precisa los factores que alteran la estructura de los ambientes fluviales causados de forma natural o por intervención antropogénica. Asimismo, servirá para comprender mejor la relación entre la calidad del agua y la composición de macroinvertebrados bentónicos.
- Se recomienda replicar investigaciones similares en otras cuencas hidrográficas con condiciones geográficas y climáticas comparables, con el fin de comparar patrones en la composición y distribución de macroinvertebrados bentónicos. Esto permitirá validar hallazgos obtenidos y aportar a una visión más integral del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y de cómo las alteraciones ambientales afectan la calidad y disponibilidad de recursos hídricos.
- Se recomienda que los resultados y la metodología de este trabajo sirvan como base para el desarrollo de programas de monitoreo ambiental ciudadano impulsado por instituciones públicas como la municipalidad u otras entidades competentes. Capacitar a las personas en métodos parataxonómicos accesibles, permitirá que la población local se involucre en la evaluación de la calidad ecológica de los sistemas fluviales. De esta manera, se promueve una gestión más democrática, continua y sostenible de los recursos hídricos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta Rivas, C. R. (2009). *Estudio de la cuenca altoandina del río cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas*. Universidad de Barcelona. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=254655>
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., Winemiller, K. O., & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, *50*(1), 85–94. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01318-8>
- Ali, G., Chaudhari, M. P., Syed, S., Rajpurohit, D., Sanyal, M., & Shrivastav, P. S. (2025). Hydrogeochemical investigation and water quality assessment of the Indus River in the semiarid region of Ladakh, India. *Marine Pollution Bulletin*, *211*. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117413>
- Almora García, C. E. (2021). *Diversidad taxonómica y funcional de anuros en la concesión de conservación Kawsay, área de amortiguamiento de la reserva nacional de Tambopata*. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Alonso, A., & Camargo, J. A. (2006). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, *14*(3).
- Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña, A. M., & Villareal, H. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. <https://colombia.bioweb.co/products/manual-de-metodos-para-el-desarrollo-de-inventarios-de-biodiversidad>
- Arif, M., & Changxiao, L. (2022). Impacts of environmental literacy on ecological networks in the Three Gorges Reservoir, China. *Ecological Indicators*, *145*, 109571. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109571>
- Arija, C. M. (2012). Taxonomía, Sistemática y Nomenclatura, herramientas esenciales en Zoología y Veterinaria. *Revista Electrónica de Veterinaria*, *13*(7).
- Arthington, A. H., Kennen, J. G., Stein, E. D., & Webb, J. A. (2018). Recent advances in environmental flows science and water management—Innovation in the Anthropocene. *Freshwater Biology*, *63*(8), 1022–1034. <https://doi.org/10.1111/fwb.13108>
- Asueta, R., Súnico, A., Martín, J. P., & Sierpe, C. (2019). Uso de Indicadores Bióticos Basados en Macroinvertebrados Bentónicos para la Determinación de Calidad Ambiental en la

- Cuenca Superior del Río Gallegos, Santa Cruz. *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 11(1), 106–126. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v11i1.776>
- Aybar, C., Fernández, C., Huerta, A., Lavado, W., Vega, F., & Felipe-Obando, O. (2020). Construction of a high-resolution gridded rainfall dataset for Peru from 1981 to the present day. *Hydrological Sciences Journal*, 65, 770–785. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1649411>
- Back, W. (1966). *Hydrochemical Facies and Ground-water Flow Patterns in Northern Part of Atlantic Coastal Plain*. <https://pubs.usgs.gov/pp/0498a/report.pdf>
- Baev, P. V., & Penev, L. D. (1995). BIODIV: Program for calculating parameters, similarity, niche over. In https://books.google.com.pe/books/about/BIODIV.html?id=EaV7twAACAAJ&redir_esc=y.
- Beermann, A. J., Elbrecht, V., Karnatz, S., Ma, L., Matthaei, C. D., Piggott, J. J., & Leese, F. (2018). Multiple-stressor effects on stream macroinvertebrate communities: A mesocosm experiment manipulating salinity, fine sediment and flow velocity. *Science of The Total Environment*, 610–611, 961–971. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.084>
- Benjamin, J. R., Dunham, J. B., Johnson, S. L., Ashkenas, L., Penaluna, B. E., Bilby, R. E., Bateman, D., Leer, D., & Bellmore, J. R. (2022). Pathways of productivity and influences on top consumers in forested streams. *Forest Ecology and Management*, 508, 120046. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120046>
- Borba, G. C., Costa, F. R. C., Espírito-Santo, H. M. V., Leitão, R. P., Dias, M. S., & Zuanon, J. (2021). Temporal changes in rainfall affect taxonomic and functional composition of stream fish assemblages in central Amazonia. *Freshwater Biology*, 66(4), 753–764. <https://doi.org/10.1111/fwb.13675>
- Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). *Numerical Ecology with R*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-71404-2>
- Botta-Dukát, Z. (2005). Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science*, 16(5), 533–540. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>
- Boyd, C. E. (2015). Water quality: An introduction. In *Water Quality: An Introduction*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-17446-4>
- Boyer, K. (2009). *Stream Visual Assessment Protocol Version 2*. <https://bwsr.state.mn.us/stream-visual-assessment-protocol-2-svap-2>

- Brooks, A. J., Bray, J., Nichols, S. J., Shenton, M., Kaserzon, S., Nally, R. Mac, & Kefford, B. J. (2021). Sensitivity and specificity of macroinvertebrate responses to gradients of multiple agricultural stressors. *Environmental Pollution*, 291, 118092. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118092>
- Burgazzi, G., Laini, A., Ovaskainen, O., Saccò, M., Stubbington, R., & Viaroli, P. (2020). Communities in high definition: Spatial and environmental factors shape the micro-distribution of aquatic invertebrates. *Freshwater Biology*, 65(12), 2053–2065. <https://doi.org/10.1111/fwb.13599>
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079–1087. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>
- Camargo Alvarez, J. M. (2022). *Integridad ecológica de la cuenca del río Ramuschaca, distrito de Zurite, Anta, Cusco*. <https://hdl.handle.net/20.500.12996/5356>
- Camargo, J. A. (1995). On measuring species evenness and other associated parameters of community structure. *OIKOS*, 74(3). <http://www.jstor.org/stable/3546027>
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, B. J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, R. B., & Schulz, C.-J. (2013). Salinisation of rivers: An urgent ecological issue. *Environmental Pollution*, 173, 157–167. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.011>
- Carrera Reyes, Carlos., & Fierro Peralbo, Karol. (2001). *Manual de monitoreo los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. EcoCiencia. <https://ecociencia.org/manual-de-monitoreo-los-macroinvertebrados-acuaticos-como-indicadores-de-la-calidad-del-agua/>
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Confederación Hidrográfica del Ebro. (2025). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. <https://www.weboryx.com/es/libreria/proteccion-conservacion-y-gestion/proteccion-conservacion-y-gestion-de-fauna-y-flora/metodologia-para-el-establecimiento-del-estado-ecologico-segun-la-directiva-marco-del-agua-en-la-confederacion-hidrografica-del-ebro>
- Covich, A. P., Palmer, M. A., & Crowl, T. A. (1999). The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*, 49(2), 119–127. <https://doi.org/10.2307/1313537>

- De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J. H. C., Bardgett, R. D., Berg, M. P., Cipriotti, P., Feld, C. K., Hering, D., da Silva, P. M., Potts, S. G., Sandin, L., Sousa, J. P., Storkey, J., Wardle, D. A., & Harrison, P. A. (2010). Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, *19*(10), 2873–2893. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9850-9>
- Dent, C. L., Cumming, G. S., & Carpenter, S. R. (2002). Multiple states in river and lake ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *357*(1421), 635–645. <https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0991>
- Dinh, Y. T. H., & Death, R. G. (2018). Do disturbance and periphyton productivity affect stream invertebrate traits? *Freshwater Science*, *37*(2), 367–379. <https://doi.org/10.1086/697924>
- Dippong, T., Mihali, C., Marian, M., Rosca, O. M., & Resz, M.-A. (2023). Correlations between chemical, hydrological and biotic factors in rivers from the protected area of Tisa Superioară, Romania. *Process Safety and Environmental Protection*, *176*, 40–55. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.06.002>
- Driscoll, D. A., Banks, S. C., Barton, P. S., Lindenmayer, D. B., & Smith, A. L. (2013). Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, *28*, 605–613. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.06.010>
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1999). Ecological processes that effect populations in complex landscapes. *NCASI Technical Bulletin*, *781 I*, 147. <https://doi.org/10.2307/3544901>
- Dwarakish, G. S., & Ganasri, B. P. (2015). Impact of land use change on hydrological systems: A review of current modeling approaches. *Cogent Geoscience*, *1*(1), 1115691. <https://doi.org/10.1080/23312041.2015.1115691>
- Egan, P. A., & Price, M. F. (2017). *Mountain Ecosystem Services and Climate Change: A Global Overview of Potential Threats and Strategies for Adaptation* (UNESCO, Ed.).
- Elgueta, A., Thoms, M. C., Górski, K., Díaz, G., & Habit, E. M. (2019a). Functional process zones and their fish communities in temperate Andean river networks. *River Research and Applications*, *35*(10), 1702–1711. <https://doi.org/10.1002/rra.3557>
- Elgueta, A., Thoms, M. C., Górski, K., Díaz, G., & Habit, E. M. (2019b). Functional process zones and their fish communities in temperate Andean river networks. *River Research and Applications*, *35*(10), 1702–1711. <https://doi.org/10.1002/rra.3557>
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas de ecología fluvial* (Rubes Editorial). <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=376923>

- Everall, N. C., Johnson, M. F., Wood, P., Paisley, M. F., Trigg, D. J., & Farmer, A. (2019a). Macroinvertebrate community structure as an indicator of phosphorus enrichment in rivers. *Ecological Indicators*, *107*, 105619. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105619>
- Everall, N. C., Johnson, M. F., Wood, P., Paisley, M. F., Trigg, D. J., & Farmer, A. (2019b). Macroinvertebrate community structure as an indicator of phosphorus enrichment in rivers. *Ecological Indicators*, *107*, 105619. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105619>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, *14*(2), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fauth, J. E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, W. J., Van Buskirk, J., & McCollum, S. A. (1996). Simplifying the jargon of community ecology: A conceptual approach. *American Naturalist*, *147*(2), 282–286. <https://doi.org/10.1086/285850>
- Feio, M. J., Hughes, R. M., Callisto, M., Nichols, S. J., Odume, O. N., Quintella, B. R., Kuemmerlen, M., Aguiar, F. C., Almeida, S. F. P., Alonso-EguíaLis, P., Arimoro, F. O., Dyer, F. J., Harding, J. S., Jang, S., Kaufmann, P. R., Lee, S., Li, J., Macedo, D. R., Mendes, A., ... Yates, A. G. (2021). The Biological Assessment and Rehabilitation of the World's Rivers: An Overview. *Water*, *13*(3), 371. <https://doi.org/10.3390/w13030371>
- Ferrú, M., & Fierro, P. (2015). Estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta, desierto de Atacama, Arica y Parinacota, Chile. *Idesia*, *33*, 47–54. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292015000400007>
- Firmiano, K. R., Castro, D. M. P., Linares, M. S., & Callisto, M. (2021). Functional responses of aquatic invertebrates to anthropogenic stressors in riparian zones of Neotropical savanna streams. *Science of the Total Environment*, *753*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141865>
- Fisher, T. R., Lee, K.-Y., Berndt, H., Benitez, J. A., & Norton, M. M. (1998). Hydrology and chemistry of the choptank river basin. *Arch. Hydrobiol*, *1553*, 261–280.
- Fonseca Salazar, S. E., Flores Ríos, L. S., Quispe Ramos, P., & Gutiérrez Rueda, R. (2019). *Estudio hidrológico de la unidad hidrográfica Chillón*. Autoridad Nacional Del Agua. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/4628>
- Fryer, G. (1957). The feeding mechanism of some freshwater cyclopoid copepods. *Proceedings of the Zoological Society of London*, *129*, 1–25. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.1957.tb00278.x>
- Galindo Uribe, D. M., Mario Hoyos Hoyos, J. M., Isaacs Cubides, P., Corral Gómez, N., & Urbina Cardona, N. (2022). Classification and sensitivity of taxonomic and functional

- diversity indices of anurans in the Andean coffee cultural landscape. *Ecological Indicators*, 136. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108650>
- Gallardo, A., Covelo, F., Morillas, L., & Delgado, M. (2009). Ciclos de nutrientes y procesos edáficos en los ecosistemas terrestres: especificidades del caso mediterráneo y sus implicaciones para las relaciones suelo-planta. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=600>
- García Rodríguez, J., Molina Astudillo, F. I., Díaz Vargas, M., & Quiroz Castelán, H. (2010). Componentes fitoplanctónicos y zoobentónicos en el lago Zempoala, Morelos, México. *Acta Universitaria*, 20(2), 23–30. <https://doi.org/10.15174/au.2010.75>
- García-Girón, J., Bini, L. M., & Heino, J. (2023). Shortfalls in our understanding of the causes and consequences of functional and phylogenetic variation of freshwater communities across continents. *Biological Conservation*, 282, 110082. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110082>
- Gaufin, A. R., & Tarzwell, C. M. (1952). Aquatic invertebrates as indicators of stream pollution. *Public Health Reports (Washington, D.C.: 1896)*, 67, 57–64. <https://doi.org/10.2307/4587981>
- Geist, J. (2011). Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators*, 11(6), 1507–1516. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.002>
- Giacometti V., J. C., & Bernosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín Técnico 6, Serie Zoológica*, 6(2). <https://journal.espe.edu.ec/ojs/index.php/revista-serie-zoologica/article/view/1394>
- Granados Ramírez, J. G., Barragán Zaragoza, P., Trejo Albarrán, R., & Martínez Alaníz, M. (2017). Macroinvertebrados bentónicos de dos lagos de alta montaña en el estado de Morelos, México. *Intropica*, 41. <https://doi.org/10.21676/23897864.2206>
- Guan, Q., He, F., Li, Z., Cai, Y., Kang, Y., Zhang, Z., & Wu, H. (2024). Contrasting diversity patterns and drivers of aquatic macroinvertebrates in floodplain and non-floodplain wetlands. *Science of the Total Environment*, 945. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174045>
- Hamada, N., Nessimian, J. L., & Querino, R. B. (2014). *Insetos Aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia*. <https://repositorio.inpa.gov.br/handle/1/36169>
- Herández Sampieri, R., & Mendoza, C. (2018). Metodología de la investigación. Las rutas cuantitativa, cualitativa y mixta. *Revista Universitaria Digital de Ciencias Sociales (RUDICS)*, 10(18), 92–95. <https://doi.org/10.22201/fesc.20072236e.2019.10.18.6>

- Hill, M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hill, M. O. (1997). An evenness statistic based on the abundance-weighted variance of species proportions. *Oikos*, 79(2). <http://www.jstor.org/stable/3546027>
- Hou, Y., Pan, B., Yang, H., Zhu, P., Huang, Z., Zhao, G., & Du, D. (2024). Responses of multifaceted benthic macroinvertebrates alpha and beta diversity to flooding in a highland floodplain. *Environmental Research*, 250. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118475>
- Huerta, A., Lavado Casimiro, W., & Felipe Obando, O. (2022). *Desarrollo de datos grillados de precipitación horaria para el Perú, estudio final*. <https://Repositorio.Senamhi.Gob.Pe/Handle/20.500.12542/1784>.
- Infante García, C. L. (2018). Diversidad de la biota acuática y evaluación del estado de conservación de los ríos Ponasa y Mishquiyacu, cuenca del río Huallaga, San Martín, Perú. In https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UNMS_a95232ac64a3950a394b92606aa6dc6e/Details. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Á. P. y V. S. (2011). *Protocolo de monitoreo de calidad del agua: Mediante macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores*.
- Iwakuma, T. (1992). Emergence of Chironomidae from the shallow eutrophic Lake Kasumigaura, Japan. *Hydrobiologia*, 245, 27–40. <https://doi.org/10.1007/BF00008726>
- Jackson, D. A. (1993). Multivariate analysis of benthic invertebrate communities: the implication of choosing particular data standardizations, measures of association, and ordination methods. *Hydrobiologia*, 268, 9–26. <https://doi.org/10.1007/BF00005737>
- Jacobsen, D. (2008). Low oxygen pressure as a driving factor for the altitudinal decline in taxon richness of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 154(4), 795–807. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0877-x>
- Jacobsen, D., Schultz, R., & Encalada, A. (1997). Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: The influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38(2), 247–261. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00210.x>
- Jacobsen, D., Wiberg-Larsen, P., Brodersen, K. P., Hansen, S. B., Lindegaard, C., Friberg, N., Dall, P. C., Kirkegaard, J., Skriver, J., & Toman, M. (2020). Macroinvertebrate communities along the main stem and tributaries of a pre-Alpine river: composition responds to altitude, richness does not. *Limnologia*, 84. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125816>

- Junk, W., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). *The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems*. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/111846.pdf>
- Junk, W. J., & Wantzen, K. M. (2004). The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications—An Update. *Actas Del Segundo Simposio Internacional Sobre La Gestión de Grandes Ríos Para La Pesca, 2004*(16), 117–149.
- Karr, J. R., & Chu, E. W. (2000). Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422–423(0), 1–14. <https://doi.org/10.1023/A:1017097611303>
- Kefford, B. J., Nuggeoda, D., Zalizniak, L., Fields, E. J., & Hassell, K. L. (2007). The salinity tolerance of freshwater macroinvertebrate eggs and hatchlings in comparison to their older life-stages: a diversity of responses. *Aquatic Ecology*, 41(2), 335–348. <https://doi.org/10.1007/s10452-006-9066-y>
- Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie*, 2, 126–152. <https://doi.org/10.1002/iroh.19090020108>
- Lakhloufi, M. Y., Lamchouri, F., El Haissoufi, M., Boulfia, M., Zalaghi, A., & Toufik, H. (2021). Evaluation of anthropic activities impact through the monitoring of aquatic fauna on Oued Lârbaa in Taza City of Morocco. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(3), 153. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-08938-x>
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299–305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Le Quééré, C., Harrison, S. P., Prentice, C. I., Buitenhuis, E. T., Aumonts, O., Bopp, L., Claustre, H., Cotrim Da Cunha, L., Geider, R., Giraud, X., Klaas Christine, Kohfeld, K. E., Legendre, L., Manizza, M., Plattss, T., Rivkin, R. B., Sathyendranathss, S., Uitz, J., Watson, A. J., & Wolf Gladrow, D. (2005). Ecosystem dynamics based on plankton functional types for global ocean biogeochemistry models. *Global Change Biology*, 11. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01004.x>
- Lenat, D., & Penrose, D. (1996). History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin of the North American Benthological Society*, 13, 305–307.
- Lenat, D. R. (1988). Water Quality Assessment of Streams Using a Qualitative Collection Method for Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, 222–233. <https://doi.org/10.2307/1467422>
- Li, J. jie, Lian, S., Wang, M. guo, Zhang, H. sheng, & Yang, T. (2024). Hydrochemical characteristics of surface water in Hengduan mountain region of Eastern Tibet and its response to human activities: A case study of Duoqu Basin, Jinsha River. *China Geology*, 7(4), 630–641. <https://doi.org/10.31035/cg2023053>

- Li, L., Zheng, B., & Liu, L. (2010). Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*, 2, 1510–1524. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.164>
- Li, Z., García-Girón, J., Zhang, J., Jia, Y., Jiang, X., & Xie, Z. (2023). Anthropogenic impacts on multiple facets of macroinvertebrate α and β diversity in a large river-floodplain ecosystem. *Science of The Total Environment*, 874, 162387. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162387>
- Liu, F., Li, M., Wang, J., Gong, Z., Liu, M., Liu, H., & Lin, P. (2021). Species composition and longitudinal patterns of fish assemblages in the middle and lower Yarlung Zangbo River, Tibetan Plateau, China. *Ecological Indicators*, 125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107542>
- Liu, Z., Li, Z., Castro, D. M. P., Tan, X., Jiang, X., Meng, X., Ge, Y., & Xie, Z. (2021). Effects of different types of land-use on taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrates in a subtropical river network. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(32), 44339–44353. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13867-w>
- Lujan, N. K., Roach, K. A., Jacobsen, D., Winemiller, K. O., Vargas, V. M., Ching, V. R., & Maestre, J. A. (2013). Aquatic community structure across an Andes-to-Amazon fluvial gradient. *Journal of Biogeography*, 40(9), 1715–1728. <https://doi.org/10.1111/jbi.12131>
- Ma, B., Chu, Z., Zhou, R., Xu, B., Wei, K., Li, B., & Zhao, T. (2023). Longitudinal patterns of fish assemblages in relation to environmental factors in the Anning River, China. *Ecological Indicators*, 146. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109864>
- Maasri, A., Thorp, J. H., Gelhaus, J. K., Tromboni, F., Chandra, S., & Kenner, S. J. (2019). Communities associated with the Functional Process Zone scale: A case study of stream macroinvertebrates in endorheic drainages. *Science of the Total Environment*, 677, 184–193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.394>
- Madsen, P. B., Morabowen, A., Andino, P., Espinosa, R., Cauvy-Fraunié, S., Dangles, O., & Jacobsen, D. (2015). Altitudinal distribution limits of aquatic macroinvertebrates: An experimental test in a tropical alpine stream. *Ecological Entomology*, 40(5), 629–638. <https://doi.org/10.1111/een.12232>
- Magurran, A. E. (1988). Ecological Diversity and Its Measurement. In *Ecological Diversity and Its Measurement*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Malhi, Y., Silman, M., Salinas, N., Bush, M., Meir, P., & Saatchi, S. (2010). Introduction: Elevation gradients in the tropics: laboratories for ecosystem ecology and global change research. *Global Change Biology*, 16(12), 3171–3175. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02323.x>

- Mason, N. W. H., Mouillot, D., Lee, W. G., & Wilson, J. B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, *111*(1), 112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Meneses Campo, Y., Castro Rebolledo, M. I., & Jaramillo Londoño, A. M. (2019). Comparison of water quality between two andean rivers by using the BMWP/COL. and ABI. Indices. *Acta Biologica Colombiana*, *24*(2), 299–310. <https://doi.org/10.15446/abc.v24n2.70716>
- Messerli, B., & Ives, J. D. (1997). *Mountains of the World: A Global Priority* (CRC Press, Ed.; 1st ed.).
- Miliša, M., Stubbington, R., Datry, T., Cid, N., Bonada, N., Šumanović, M., & Milošević, D. (2022). Taxon-specific sensitivities to flow intermittence reveal macroinvertebrates as potential bioindicators of intermittent rivers and streams. *Science of The Total Environment*, *804*, 150022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150022>
- MINAM. (2014). *Métodos de Colecta Identificación y Análisis de Comunidades Biológicas*. <https://repositoriodigital.minam.gob.pe/handle/123456789/887>
- Molina, C. I., Gibon, F.-M., Pinto, J., & Rosales, C. (2008). Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la Cordillera Real, Bolivia: variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología Aplicada*, *7*(1). <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v7n1-2/a13v7n1-2.pdf#:~:text=Este%20trabajo%20describe%20la%20estructura%20de%20la%20comunidad,anual%20y%20longitudinal%20en%20relaci%C3%B3n%20a%20factores%20ambientales.>
- Montoya, J. M., Solé, R. V., & Rodríguez, M. Á. (2001). *La arquitectura de la naturaleza: complejidad y fragilidad en redes ecológicas*.
- Moreira, F. M. S., Huising, E. J., & Bignell, D. E. (2012). A handbook of tropical soil biology: Sampling and characterization of below-ground biodiversity. In *A Handbook of Tropical Soil Biology: Sampling and Characterization of Below-ground Biodiversity*. Taylor and Francis. <https://doi.org/10.4324/9781849770286>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (CYTED, Vol. 1). <http://entomologia.rediris.es/sea>
- Morgan, C. O., & Winner, M. D. (1962). *Hydrochemical facies in the “400-foot” and “600-foot” sans of the baton rouge area, Louisiana*. <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=EjnwAAAAMAAJ&oi=fnd&pg=PA120&dq=MORGAN,+CO+y+MD+WINNER,+JR.+1962.+&ots=aZ14MOpiny&sig=TZukWbFkR3u4TkVyjTPxjQTnnT8#v=onepage&q=MORGAN%2C%20CO%20y%20MD%20WINNER%2C%20JR.%201962.&f=false>

- Moss, B. (2008). Water pollution by agriculture. In *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* (Vol. 363, Issue 1491, pp. 659–666). Royal Society. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2176>
- Mouillot, D., Graham, N. A. J., Villéger, S., Mason, N. W. H., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(3), 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>
- Murga Orrillo, H., Coronado Jorge, M. F., Abanto-Rodríguez, C., & Lobo, F. D. A. (2021). Gradiente altitudinal y su influencia en las características edafoclimáticas de los bosques tropicales. *Madera y Bosques*, 27(3), e2732271. <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2732271>
- Negret, B. S., Nancy, E., Rodriguez, P., Cabrera, M., & Paz, H. (2016). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. <https://www.researchgate.net/publication/296638680>
- Nie, R., Xu, X., Xu, P., Zhuge, Y., Zheng, T., Yu, X., Yao, R., Tan, H., Li, G., Zhao, X., & Du, Q. (2025). Taxonomic and functional responses of benthic macroinvertebrates to wastewater effluents in the receiving river of ecologically vulnerable karst areas in Southwest China. *Environmental Research*, 278, 121666. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121666>
- Nielsen, D. L., Brock, M. A., Rees, G. N., & Baldwin, D. S. (2003). Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*, 51(6), 655–665. <https://doi.org/10.1071/BT02115>
- Nogueira, J. G., Lopes-Lima, M., Beja, P., Filipe, A. F., Froufe, E., Gonçalves, D. V., da Silva, J. P., Sousa, R., Teixeira, A., Varandas, S., & Hermoso, V. (2023). Identifying freshwater priority areas for cross-taxa interactions. *Science of The Total Environment*, 864, 161073. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161073>
- Oyague, E., Cooper, D. J., & Ingol, E. (2022). Effects of land use on the hydrologic regime, vegetation, and hydraulic conductivity of peatlands in the central Peruvian Andes. *Journal of Hydrology*, 609. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127687>
- Oyague Passuni, E. J. (2019). *Evaluación de algunos modelos generales de ecología fluvial basada en la organización de los macroinvertebrados bentónicos en una cuenca amazónica*. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Palombo, M. R. (2016). To what extent could functional diversity be a useful tool in inferring ecosystem responses to past climate changes? *Quaternary International*, 413, 15–31. <https://doi.org/10.1016/J.QUAINT.2015.07.069>

- Peet, R. K. (1975). Relative Diversity Indices. *Ecology*, 56(2), 496–498. <https://doi.org/10.2307/1934984>
- Peng, K., Cai, Y., Qin, B., & Gong, Z. (2019). The effect of wind speed decline on macroinvertebrates in Lake Taihu, China. *Science of The Total Environment*, 662, 481–489. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.267>
- Perevochtchikova, M., Hernández, A., & Eduardo, G. (2016). *Monitoreo comunitario participativo de la calidad del agua: caso Ajusco, México*. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=353549830001>
- Petchey, O. L., O’Gorman, E. J., & Flynn, D. F. B. (2009). A functional guide to functional diversity measures. In *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Wellbeing: An Ecological and Economic Perspective*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199547951.003.0004>
- Phuyal, P., Ranabhat, S., Khatri, S., Lamichhane, N., Pant, R. R., Thapa, L. B., & Prasad Yadav, R. K. (2024). Hydrochemical characteristics, water quality, and diatom assemblages in Dordi, a major tributary of Marshyangdi River, Central Nepal. *Watershed Ecology and the Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.wsee.2024.12.002>
- Pimentel, H., Oyague, E., & Sánchez, E. (2021). *Environmental quality assessment in Central Andean rivers: using the Ecological Thresholds Concept, Environmental Quality Standards, and Biotic Indexes*. <https://doi.org/10.22541/au.163277464.48753426/v1>
- Pinto Santos, K. C. (2018). *Influencia del bosque ribereño en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en nueve quebradas como bioindicadores - Madre de Dios*.
- Pires, A. M., Cowx, I. G., & Coelho, M. M. (2000). Benthic macroinvertebrate communities of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana Basin (Portugal). *Hydrobiologia*, 435, 167–175. <https://doi.org/10.1023/A:1004003726283>
- Poff, N. L. R., Olden, J. D., Vieira, N. K. M., Finn, D. S., Simmons, M. P., & Kondratieff, B. C. (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: Traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. In *Journal of the North American Benthological Society* (Vol. 25, Issue 4, pp. 730–755). [https://doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)025\[0730:FTNONA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1899/0887-3593(2006)025[0730:FTNONA]2.0.CO;2)
- Prejs, K., & Prejs, A. (1992). Importance of predation in regulating density of meio- and macrofauna in seasonal tropical waters. *Hydrobiologia*, 242(2), 77–86. <https://doi.org/10.1007/BF00018063>
- Pumasupa Banda, J. D., Flores Ramos, Y. I., Huisa Maquera, S. N., Condori Pacoricona, D. A., Centeno, M., Valdez Blaz, T. M., & Yaja Callacondo, A. R. (2021). Índices de calidad,

- estructura comunitaria y diversidad funcional. *Ciencia & Desarrollo*, 20(1), 41–56. <https://doi.org/10.33326/26176033.2021.1.1107>
- Ramirez, A., & Gutiérrez Fonseca, P. E. (2016). *Sobre ensambles y ensamblajes ecológicos- respuesta a Monge-Nájera*. <https://www.researchgate.net/publication/303785809>
- Rao, C. R. (1982). Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. *Theoretical Population Biology*, 21(1), 24–43. [https://doi.org/10.1016/0040-5809\(82\)90004-1](https://doi.org/10.1016/0040-5809(82)90004-1)
- Reid, H. E., Brierley, G. J., & Boothroyd, I. K. G. (2010). Influence of bed heterogeneity and habitat type on macroinvertebrate uptake in peri-urban streams. *International Journal of Sediment Research*, 25, 203–220. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(10\)60039-X](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(10)60039-X)
- Ríos Pulgarín, M. I., Barletta, M., & Mancera Rodríguez, N. J. (2016). The role of the hydrological cycle on the distribution patterns of fish assemblages in an Andean stream. *Journal of Fish Biology*, 89(1), 102–130. <https://doi.org/10.1111/jfb.12757>
- Rojas, C. A. D., Motta-Díaz, Á. J., & Aranguren-Riaño, N. (2020). Study of the taxonomic and functional diversity of the macroinvertebrate assemblages in an andean mountain river. *Revista de Biología Tropical*, 68, S132–S149. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44345>
- Roldán Pérez, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia*. Universidad de Antioquía. https://books.google.com.pe/books/about/Bioindicaci%C3%B3n_de_la_calidad_del_agua_en.html?id=ZEjgIKZTF2UC&redir_esc=y
- Roldán Pérez, Gabriel., & Ramírez Restrepo, J. Jairo. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical: Vol. 2. edición*. Editorial Universidad de Antioquia. https://www.academia.edu/41460514/FUNDAMENTOS_DE_LIMNOLOGIA_NEOTROPICAL_2DA_ED_ROLDAN_RAMIREZ
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates . David M. Rosenberg , Vincent H. Resh . *Journal of the North American Benthological Society*, 12, 220–222. <https://doi.org/10.2307/1467358>
- Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. In *Oikos* (Vol. 98, Issue 1, pp. 156–162). <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- Rosindell, J., Hubbell, S. P., & Etienne, R. S. (2011). The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at Age Ten. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 340–348. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.024>
- Rumschlag, S. L., Mahon, M. B., Jones, D. K., Battaglin, W., Behrens, J., Bernhardt, E. S., Bradley, P., Brown, E., De Laender, F., Hill, R., Kunz, S., Lee, S., Rosi, E., Schäfer, R., Schmidt, T. S., Simonin, M., Smalling, K., Voss, K., & Rohr, J. R. (2023). Density

- declines, richness increases, and composition shifts in stream macroinvertebrates. *Science Advances*, 9(18). <https://doi.org/10.1126/sciadv.adf4896>
- Sayre, R., Karagulle, D., Frye, C., Boucher, T., Wolff, N. H., Breyer, S., Wright, D., Martin, M., Butler, K., Van Graafeiland, K., Touval, J., Sotomayor, L., McGowan, J., Game, E. T., & Possingham, H. (2020). An assessment of the representation of ecosystems in global protected areas using new maps of World Climate Regions and World Ecosystems. *Global Ecology and Conservation*, 21. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00860>
- Scharnweber, K., Syväranta, J., Hilt, S., Brauns, M., Vanni, M. J., Brothers, S., Köhler, J., Knežević-Jarić, J., & Mehner, T. (2014). Whole-lake experiments reveal the fate of terrestrial particulate organic carbon in benthic food webs of shallow lakes. *Ecology*, 95(6), 1496–1505. <https://doi.org/10.1890/13-0390.1>
- Smith, B., & Wilson, J. B. (1996). Nordic Society Oikos A Consumer's Guide to Evenness Indices. In *Source: Oikos* (Vol. 76, Issue 1).
- Song, Y., Wang, P., Li, G., & Zhou, D. (2014). Relationships between functional diversity and ecosystem functioning: A review. *Acta Ecologica Sinica*, 34(2), 85–91. <https://doi.org/10.1016/J.CHNAES.2014.01.001>
- Sotomayor, G., Hampel, H., Vázquez, R. F., Forio, M. A. E., & Goethals, P. L. M. (2023). Selection of an adequate functional diversity index for stream assessment based on biological traits of macroinvertebrates. *Ecological Indicators*, 151, 110335. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110335>
- Southwood, T. R. E. (1977). Habitat, the Templet for Ecological Strategies? In *Source: Journal of Animal Ecology* (Vol. 46, Issue 2). <http://www.jstor.org/stable/3817>
- Southwood, T. R. E. (1988). Tactics, Strategies and Templets. *Oikos*, 52(1), 3. <https://doi.org/10.2307/3565974>
- Spehar, R. L., Holcombe, G. W., Carlson, R. W., Drummond, R. A., Yount, J. D., & Pickering, Q. H. (1979). Effects of Pollution on Freshwater Fish. In *Journal (Water Pollution Control Federation)* (Vol. 51, Issue 6). <http://about.jstor.org/>
- Stackpoole, S. M., Stets, E. G., & Sprague, L. A. (2019). *Variable impacts of contemporary versus legacy agricultural phosphorus on US river water quality*. 116, 20562–20567. <https://doi.org/10.5066/P972DHYF>
- Thoms, M. C., DeLong, M. D., Flotemersch, J. E., & Collins, S. E. (2017). Physical heterogeneity and aquatic community function in river networks: A case study from the Kanawha River Basin, USA. *Geomorphology*, 290, 277–287. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.02.027>

- Thoms, M., Scown, M., & Flotemersch, J. (2018). Characterization of River Networks: A GIS Approach and Its Applications. *Journal of the American Water Resources Association*, *54*, 899–913. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12649>
- Thorp, J. H., & Rogers, C. D. (2015). *Ecology and General Biology*. <https://doi.org/10.1016/C2010-0-65590-8>
- Thorp, J. H., Thoms, M. C., & Delong, M. D. (2006). The riverine ecosystem synthesis: Biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, *22*(2), 123–147. <https://doi.org/10.1002/rra.901>
- Thorp, J. H., Thoms, M. C., Delong, M. D., & Maasri, A. (2023). The ecological nature of whole river macrosystems: new perspectives from the riverine ecosystem synthesis. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *11*. <https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1184433>
- Tonkin, J. D., Altermatt, F., Finn, D. S., Heino, J., Olden, J. D., Pauls, S. U., & Lytle, D. A. (2018). The role of dispersal in river network metacommunities: Patterns, processes, and pathways. *Freshwater Biology*, *63*(1), 141–163. <https://doi.org/10.1111/fwb.13037>
- Townsend, C. R., Dolédec, S., Norris, R., Peacock, K., & Arbuckle, C. (2003). *The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction*.
- Valcárcel Rojas, D. R. (2021). *Colonización de “paquetes de hojas” por macroinvertebrados bentónicos: una propuesta de evaluación de calidad de agua*.
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *37*, 130–137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>
- Villéger, S., Mason, N. W. H., & Mouillot, D. (2008). NEW MULTIDIMENSIONAL FUNCTIONAL DIVERSITY INDICES FOR A MULTIFACETED FRAMEWORK IN FUNCTIONAL ECOLOGY. *Ecology*, *89*(8), 2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010a). Erratum: Global threats to human water security and river biodiversity (Nature (2010) 467 (555-561)). In *Nature* (Vol. 468, Issue 7321, p. 334). <https://doi.org/10.1038/nature09549>
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S. E., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., & Davies, P. M. (2010b). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, *467*(7315), 555–561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>

- Vörösmarty, C. J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P., & Syvitski, J. P. M. (2003). Anthropogenic sediment retention: Major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change*, *39*, 169–190. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(03\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(03)00023-7)
- Wang, J., Soininen, J., Zhang, Y., Wang, B., Yang, X., & Shen, J. (2012). Patterns of elevational beta diversity in micro- and macroorganisms. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(7), 743–750. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00718.x>
- Weiher, E., & Keddy, P. A. (1995). *Nordic Society Oikos Assembly Rules, Null Models, and Trait Dispersion: New Questions from Old Patterns* (Vol. 74, Issue 1).
- Wiens, J. J., & Donoghue, M. J. (2004). Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology & Evolution*, *19*(12), 639–644. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.011>
- Williams, W. D. (2001). Anthropogenic salinisation of inland waters. *Hydrobiologia*, *466*(1–3), 329–337. <https://doi.org/10.1023/A:1014598509028>
- Yang, P., Zhang, S., Xia, J., Chen, Y., Zhang, Y., Cai, W., Wang, W., Wang, H., Luo, X., & Chen, X. (2022). Risk assessment of water resource shortages in the Aksu River basin of northwest China under climate change. *Journal of Environmental Management*, *305*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114394>
- Zhang, J., Lei, T., Qu, L., Chen, P., Gao, X., Chen, C., Yuan, L., Zhang, M., & Su, G. (2017). Method to measure soil matrix infiltration in forest soil. *Journal of Hydrology*, *552*, 241–248. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.032>
- Zobel, M. (1997). The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution*, *12*(7), 266–269. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01096-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01096-3)

ANEXOS


Anexo 1. Matriz de consistencia

FORMULACIÓN DEL PROBLEMA	OBJETIVOS (O)	HIPÓTESIS (H)	VARIABLES, DIMENSIONES E INDICADORES			METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN
			Variable	Dimensiones	Indicadores	
Problema General	Objetivo General	H. General	Independiente			a) Nivel, tipo y diseño de investigación
¿Cuál es la variación de la estructura taxonómica, comunitaria y funcional de los organismos bentónicos a lo largo de la gradiente en la cuenca de Chanchamayo?	Caracterizar la variación de la estructura taxonómica, comunitaria y funcional de los organismos bentónicos a lo largo de la gradiente en la cuenca de Chanchamayo.	La composición del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos en la Cuenca de Chanchamayo varía significativamente a lo largo del gradiente altitudinal debido a cambios hidrológicos, hidráulicas y geológicos que determinan las propiedades hidroquímicas del río. La composición de los grupos funcionales está principalmente influenciada por la disponibilidad de recursos alimenticios y	Calidad del hábitat	Evaluación visual del arroyo	Índice SVAP (Stream Visual Assessment Protocol)	Nivel: El nivel de investigación es descriptivo y correlacional. Descriptivo puesto que se trata de analizar y conocer la estructura taxonómica, comunitaria y funcional del ensamblaje de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos
Problemas Específicos	Objetivos Específicos		Características del hábitat	Geomorfología/ funcionalidad del cauce	Zonas de Procesamiento o Funcional (ZPF)	Tipo: El tipo de investigación es básica descriptiva, con enfoque cuantitativo donde se emplean procedimientos estadísticos para recopilar, procesar e interpretar la información obtenida.
▪ ¿Cuáles son las características físicas y químicas del hábitat a lo largo de la	Determinar las características físicas y químicas del hábitat a lo largo de la		Calidad del agua	Parámetros fisicoquímicos	pH Conductividad Eléctrica (CE)	Diseño: La presente investigación es de diseño no experimental longitudinal ya que no se realiza ninguna clase de

gradiente en la cuenca de Chanchamayo?	gradiente en la cuenca de Chanchamayo.	la adaptación de los macroinvertebrados a las condiciones			Oxígeno Disuelto (OD)	intervención o control en las variables estudiadas.
<ul style="list-style-type: none"> ¿Cuál es la riqueza, abundancia y diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos a lo largo de la cuenca de Chanchamayo? 	Identificar los patrones de riqueza, abundancia y diversidad funcional de macroinvertebrados bentónicos a lo largo de la cuenca de Chanchamayo.	específicas de cada altitud. Se espera que ciertos grupos funcionales de macroinvertebrados sean más prevalentes en elevaciones más bajas en comparación con elevaciones más altas, debido a las variaciones en la calidad del agua y la temperatura a lo largo de la gradiente altitudinal en el periodo de junio 2022 hasta junio 2023	Dependiente	Bioindicador	Índice Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT)	b) Población y muestra
<ul style="list-style-type: none"> ¿Cuáles son las características del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos en relación con el nivel de conservación de las diferentes subunidades hidrográficas que conforman la 	Comparar las características del ensamblaje de macroinvertebrados bentónicos en las diferentes subunidades hidrográficas que conforman la		Comunidad de Macroinvertebrados Bentónicos	Estructura	Abundancia y riqueza	La población está compuesta por: Los macroinvertebrados bentónicos presentes en la cuenca de Chanchamayo.
				Diversidad taxonómica	<ul style="list-style-type: none"> Índice de Diversidad de Shannon Wiener (Bits/individuos) Dominancia de Simpson Índice de equidad de Pielou Serie de números 	La muestra será representada por los individuos de macroinvertebrados bentónicos presentes en las muestras colectadas en los puntos de evaluación ubicados a lo largo de la gradiente longitudinal de la cuenca de Chanchamayo.

cuenca de Chanchamayo?	cuenca del Chanchamayo.				de Hill (N1)	<p>c) Técnicas e instrumentos de recolección de datos Ficha de identificación taxonómica Ficha del protocolo SVAP Exportación y descarga de datos SENAHMI y producto PISCO</p> <p>d) Análisis de datos -Cálculos matemáticos para analizar la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados con los diversos Índices y serie. -Análisis de ordenamientos multivariado usando el Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) -Análisis multivariado de similitud ANOSIM -Análisis de Componentes Principales (ACP) -Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) -Análisis de varianza permutado (PERMANOVA) -Análisis de datos Software R 4.3.1.</p>
					<ul style="list-style-type: none"> ▪ Índice de dispersión funcional ▪ Divergencia funcional ▪ Entropía cuadrática de Rao ▪ Uniformidad funcional 	
					Diversidad Funcional	

Anexo 2. Ficha de identificación taxonómica

FICHA DE IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA										
I. DATOS GENERALES										
DEPARTAMENTO	JUNIN			TOMADO POR	MEZA ESPINOSA, PAMELA LISEL QUISPE AMANCAY, JHANMARCOS JAIME					
PROVINCIA	CONCEPCIÓN-JAUJA-TARMA- CHANCHAMAYO-JUNIN									
DISTRITO	COMAS, APATA, COCHAS, MARISCAL CASTILLA, MOLINOS, MONOBAMBA, RICRAN, VITOC, HUARICOLCA, TAPO, PALCA, SAN RAMON, TARMA, ACOBAMBA, PALCAMAYO, HUASAHUASI, CHANCHAMAYO Y ULCUMAYO				FECHA	2022-2023				
II. DATOS DE ZONAS DE PROCESAMIENTO FUNCIONAL										
Division/Phylum	Clase	Orden	Familia	Genero	ZONAS DE PROCESAMIENTO FUNCIONAL					
					Bw	Bs	Ms	Mw	Aw	As
Platyhelminthes	Turbellaria	Seriata	Planariidae	Dugesia	X	X	X	X		
Platyhelminthes	Turbellaria	Seriata	Planariidae	Dugesia		X	X	X	X	X
Platyhelminthes	Trepaxonemata	Neophora	Dugesidae	Girardia	X	X	X	X		
Platyhelminthes	Turbellaria	Catenulida	Stenostomidae	Stenostomum	X	X				
Platyhelminthes	Rhabditophora	Neophora	Umagillidae	Rhabdocoela		X	X	X	X	X
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae	Pisidium	X	X	X	X	X	X
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Pisidiidae	Pisidium	X	X	X	X	X	X
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Corbiculidae	Corbicula	X	X		X		X
Mollusca	Bivalvia	Unionoida	Mycetopodidae	Anodontites	X					
Mollusca	Bivalvia	Unionoida	Hyriidae	Diplodon	X					
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Ampullariidae	Ampullariidae						
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Ampullariidae	Ampullariidae	X	X		X		
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Viviparidae	Viviparidae	X	X		X		
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Viviparidae	Viviparidae	X	X		X	X	
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Viviparidae	Viviparidae	X	X		X		
Mollusca	Gastropoda	Neotaenioglossa	Cochliopidae	Cochliopidae	X	X		X		
Mollusca	Gastropoda	Neotaenioglossa	Cochliopidae	Cochliopidae	X	X		X		
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	Lymnaeidae		X	X	X	X	X
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	Physidae		X	X	X	X	X
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	Physidae		X	X	X	X	X
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	Planorbidae						
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Tubificidae	Tubificinae	X	X		X		
Nematoda-	Chromadorea-	Desmodorida-	Microlaimidae-	Naidinae	X		X	X	X	X
Nematoda-	Chromadorea-	Desmodorida-	Microlaimidae-	Naidinae	X	X	X	X		
Annelida	Clitellata	Tubificida	Haplotaxidae	Haplotaxidae	X	X		X		
Annelida	Clitellata	Alluroidida	Alluroididae	Alluroididae	X	X		X		
Annelida	Clitellata	Tubificida	Opistocystidae	Opistocystidae			X	X	X	X

Annelida	Hirudinea	Rhynchodellida	Glossiphoniidae	Hellobdella		X	X	X	X	X
Annelida	Hirudinea	Rhynchodellida	Glossiphoniidae	Hellobdella	X		X	X	X	X
Annelida	Hirudinea	Rhynchodellida	Glossiphoniidae	Hellobdella	X	X		X		
Annelida	Clitellata	Arhynchobdellida	Erpobdellidae	Erpobdellinae		X				
Annelida	Clitellata	Arhynchobdellida	Erpobdellidae	Erpobdellinae			X	X	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Amphypoda	Hyallellidae	Hyalella	X		X	X	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Amphypoda	Hyallellidae	Hyalella			X	X	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Amphypoda	Hyallellidae	Hyalella		X	X	X	X	X
Arthropoda	Malacostraca	Caridea	Palaemonidae	Macrobrachium	X	X		X		
Arthropoda	Malacostraca	Caridea	Palaemonidae	Macrobrachium	X	X		X		
Arthropoda	Malacostraca	Caridea	Palaemonidae	Macrobrachium	X	X		X		
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Pseudothelphusidae	Pseudothelphusa	X	X		X		
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Trichodactylidae	Trichodactylidae	X	X	X	X		
Arthropoda	Arachnida	Acari	Hygrobatidae	Aspidiobates	X	X		X		
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Hygrobatidae	Hygrobatidae	X	X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Limnichidae	Neolimnochares	X	X		X	X	
Arthropoda	Euchelicerata	Trombidiformes	Rhynchohydracariidae	Clathrosperchon	X	X		X		
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Sperchontidae	Apelosperchon			X	X	X	X
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Sperchontidae	Notosperchonopsis			X	X	X	X
Arthropoda	Euchelicerata	Trombidiformes	Oxidae	Oxidae	X	X		X		
Arthropoda	Euchelicerata	Trombidiformes	Torrenticolidae	Torrenticola		X	X	X	X	
Arthropoda	Euchelicerata	Trombidiformes	Aturidae	Aturidae	X	X		X		
Arthropoda	Euchelicerata	Trombidiformes	Aturidae	Aturidae		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Andesiops			X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Andesiops			X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Baetodes	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Baetodes	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Baetodes	X	X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Callibaetis	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Camelobaetidius	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Cloeodes	X	X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Nepidae	Varipes		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Meridialaris		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Meridialaris		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Massaartellopsis		X	X	X		X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Thraulodes						
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Thraulodes		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Farrodes	X	X	X	X	X	X

Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Ecuaphlebia	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	Leptohyphes		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohyphidae	Tricorythodes	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	Brasilocaenis	X	X	X			
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Oligoneuridae	Lachlania		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Gryopterigidae	Claudioperla			X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Gryopterigidae	Claudioperla			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlidae	Acroneurinae		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlidae	Acroneurinae	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlidae	Klapalekia		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Megaloptera	Corydalidae	Corydalinae	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Aeshnidae						X
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Rhionaeschna					X	X
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Rhionaeschna	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	Aeshnidae		X				
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Argyrothemis		X				
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Macrothemis	X				X	
Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	Macrothemis		X	X	X	X	
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	Progomphus	X	X	X		X	
Arthropoda	Insecta	Odonata	Calopterygidae	Hetaerina	X	X		X	X	
Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	Argia			X	X		
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	Corixinae		X				
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	Corixinae		X				
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	Corixinae				X	X	X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	Heterocorixinae		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	Heterocorixinae			X			X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Micronectidae	Micronectinae		X	X			X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Naucoridae	Cryphocrincinae		X	X			X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Naucoridae	Cryphocrincinae		X	X			X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Naucoridae	Cryphocrincinae	X					X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Notonectidae	Anisopinae		X	X			X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Notonectidae	Notonectinae	X	X	X			
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Pleidae	Neoplea	X		X			
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Gerridae	Brachymetra		X	X	X		X
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Gerridae	Brachymetra		X	X			
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Gerridae	Trepobates		X	X			
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Veliidae	Rhagovelia	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Veliidae	Microvelia	X	X	X	X	X	
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Ochteridae	Ochterus	X		X		X	
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Gelastocoridae	Gelastocoris	X	X	X			X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	Limnophila			X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	Limonia	X		X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	Tipula	X	X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	Hexatoma	X	X	X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	Hexatoma			X	X		

Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Bezzia		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Bezzia			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Atrichopogon			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Alluaudomyia						
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Probezzia			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	Simulium		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	Simulium			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	Simulium	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	Pedrowygomyia					X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	Simuliidae		X	X			
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Paraheptagyia			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Limaya	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Alotanypus			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Pentaneura			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Podonomus			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Parochlus	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Cricotopus			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Cricotopus	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Cricotopus	X	X	X			
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Cricotopus	X		X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Cricotopus						
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Cricotopus			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Cricotopus		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Corynoneura	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Parametriocnemus		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Parametriocnemus			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Limnophyes		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Tanytarsus		X	X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Rheotanytarsus		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Polypedillum	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Eukiefferella		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Eukiefferella			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Podonomus		X	X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Podonomus	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Lopescladius		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Orthoclaadiinae	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Orthoclaadiinae		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Orthoclaadiinae	X	X	X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	Orthoclaadiinae	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	Neoplasta			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	Hemerodromia			X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	Hemerodromia	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Diptera	Blephariceridae	Limonicola		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Diptera	Blephariceridae	Paltostoma		X	X		X	
Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	Psychodinae	X	X	X	X		

Arthropoda	Insecta	Diptera	Dixidae	Dixella	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Austrelmis		X			X	X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Austrolimnius	X	X	X	X		X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Macrelmis	X	X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Xenelmis			X	X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Stegoelmis	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Austrolimnius			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Hexacylloepus			X	X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Stethelmis			X	X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	Cylloepus	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Leuronectes	X	X	X			
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Laccornellus		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Rhantus					X	X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Laccommimus			X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scirtidae	Prionocyphon	X		X	X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Hemiosus		X	X			
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Hemiosus			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Tropisternus					X	X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Ptilodactylidae	Anchytarsus		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Psephenidae	Psephenus	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dryopidae	Dryops	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Gyrinidae	Andogyrus					X	X
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Gyrinidae	Gyretes			X			
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	Smicridea	X	X	X	X	X	
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	Smicridea		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	Macronema		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	Pseudomacronema			X	X		
Spirochaetae	Spirochaetales	Spirochaetales	Leptosiraceae	Leptonema		X				
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Hydroptila			X	X	X	
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Leucotrichia	X	X		X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Leucotrichia	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Metrichia			X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Neotrichia		X	X			
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Neotrichia	X	X	X			
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Oxyethira		X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Rhyacopsyche			X			
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	Cailloma			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	Cailloma			X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	Atopsyche			X		X	X
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	Atopsyche	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	Atopsyche						
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Atanatolica			X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Grumichella			X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Nectopsyche	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Nectopsyche	X		X	X	X	X

Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Oecetis	X					
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Limnephilidae	Anomalocosmoeus	X				X	X
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Limnephilidae	Antarctoecia	X		X		X	X
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Calamoceratidae	Phylloicus		X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	Helicopsyche			X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	Mortoniella			X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	Mortoniella	X	X	X	X	X	X
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	Protoptilla	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	Polycentropus						
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	Polyplectropus	X	X		X	X	
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Philopotamidae	Chimarra		X	X	X	X	
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Xiphocentronidae	Xiphocentron		X	X		X	
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Anomalopsychidae	Contulma	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Odontoceridae	Marilia		X		X		
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Pyalidae	Pyalidae		X		X		
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	Petrophila	X	X	X	X		
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Crambidae	Nymphulinae	X	X	X	X		

Anexo 3. Distribución de los índices de diversidad en las subcuencas por temporadas

Índice	Temporada	Chanchamayo	Tarma	Tulumayo	Ulcumayo
dominancia - Serie de Hill (N1)	Seco 2022 - I	15	13	12	13
	Seco 2022 - II	13	11	15	15
	Seco 2022 - III	15	10	14	12
	Incremental 2022 - IV	15	14	14	12
	Lluvia 2023 - I	16	12	16	11
	Lluvia 2023 - II	15	9	13	12
	Lluvia 2023 - III	12	12	12	10
	Recesión 2023 - IV	17	12	15	12
Pielou (J')	Seco 2022 - I	0.87	0.85	0.83	0.82
	Seco 2022 - II	0.83	0.8	0.86	0.84
	Seco 2022 - III	0.85	0.79	0.82	0.83
	Incremental 2022 - IV	0.83	0.88	0.85	0.85
	Lluvia 2023 - I	0.85	0.85	0.89	0.8
	Lluvia 2023 - II	0.86	0.83	0.85	0.87
	Lluvia 2023 - III	0.87	0.86	0.83	0.83
	Recesión 2023 - IV	0.86	0.84	0.84	0.83
dominancia de Simpson (S')	Seco 2022 - I	0.92	0.89	0.88	0.9
	Seco 2022 - II	0.89	0.87	0.92	0.91
	Seco 2022 - III	0.9	0.85	0.87	0.88
	Incremental 2022 - IV	0.9	0.91	0.91	0.87
	Lluvia 2023 - I	0.91	0.87	0.9	0.87
	Lluvia 2023 - II	0.9	0.86	0.9	0.88
	Lluvia 2023 - III	0.88	0.88	0.88	0.86
	Recesión 2023 - IV	0.94	0.88	0.9	0.86
Distribución de la homogeneidad	Seco 2022 - I	0.64	0.64	0.57	0.55
	Seco 2022 - II	0.56	0.56	0.64	0.64
	Seco 2022 - III	0.6	0.51	0.56	0.58
	Incremental 2022 - IV	0.55	0.67	0.63	0.65
	Lluvia 2023 - I	0.64	0.67	0.72	0.58
	Lluvia 2023 - II	0.66	0.62	0.63	0.72
	Lluvia 2023 - III	0.69	0.72	0.62	0.62
	Recesión 2023 - IV	0.62	0.62	0.61	0.56

Anexo 4. Índices de diversidad en las zonas de procesamiento funcional por temporadas

Índice	Temporada	As	Aw	Bs	Bw	Ms	Mw
dominancia - Serie de Hill (N1)	Seco 2022 - I	13	11	16	12	17	15
	Seco 2022 - II	13	12	12	11	16	20
	Seco 2022 - III	14	10	14	12	16	15
	Incremental 2022 - IV	12	12	14	15	16	14
	Lluvia 2023 - I	9	7	16	12	17	18
	Lluvia 2023 - II	12	8	17	11	14	14
	Lluvia 2023 - III	10	10	12	10	14	12
	Recesión 2023 - IV	11	11	18	14	19	17
Pielu (J')	Seco 2022 - I	0.84	0.84	0.83	0.83	0.86	0.79
	Seco 2022 - II	0.84	0.82	0.83	0.79	0.84	0.86
	Seco 2022 - III	0.85	0.76	0.84	0.83	0.84	0.83
	Incremental 2022 - IV	0.86	0.87	0.83	0.83	0.86	0.87
	Lluvia 2023 - I	0.84	0.85	0.88	0.85	0.82	0.9
	Lluvia 2023 - II	0.87	0.8	0.9	0.85	0.82	0.86
	Lluvia 2023 - III	0.84	0.87	0.88	0.83	0.83	0.87
	Recesión 2023 - IV	0.83	0.83	0.84	0.83	0.88	0.88
dominancia de Simpson (S')	Seco 2022 - I	0.89	0.88	0.9	0.88	0.93	0.88
	Seco 2022 - II	0.9	0.89	0.9	0.87	0.92	0.94
	Seco 2022 - III	0.9	0.84	0.9	0.88	0.91	0.91
	Incremental 2022 - IV	0.88	0.9	0.9	0.9	0.92	0.91
	Lluvia 2023 - I	0.87	0.83	0.93	0.86	0.9	0.92
	Lluvia 2023 - II	0.89	0.85	0.93	0.88	0.9	0.91
	Lluvia 2023 - III	0.88	0.88	0.89	0.87	0.9	0.89
	Recesión 2023 - IV	0.87	0.88	0.92	0.87	0.94	0.93
Distribución de la homogeneidad	Seco 2022 - I	0.62	0.63	0.5	0.57	0.62	0.49
	Seco 2022 - II	0.61	0.6	0.5	0.57	0.6	0.61
	Seco 2022 - III	0.64	0.5	0.59	0.59	0.6	0.55
	Incremental 2022 - IV	0.66	0.66	0.6	0.59	0.65	0.67
	Lluvia 2023 - I	0.62	0.66	0.66	0.66	0.56	0.74
	Lluvia 2023 - II	0.71	0.59	0.76	0.63	0.54	0.65
	Lluvia 2023 - III	0.66	0.69	0.7	0.61	0.59	0.69
	Recesión 2023 - IV	0.6	0.6	0.56	0.6	0.66	0.66

Anexo 5. Protocolo de evaluación visual del hábitat físico para ríos vadeables

Elemento 1 Condición del canal

Canal natural, estable con vegetación establecida en la ribera.		Si el canal consta de una incisión en el terreno (aparece cortado o degradado), calificar este elemento según las descripciones que aparecen en la sección superior de la matriz.											
<p>No hay signos discernibles de incisión (como orillas verticales) o deposición (como múltiples canales de muy escasa profundidad). El canal activo y las terrazas inundables están conectados a través de todo el tramo de estudio, y se inundan a intervalos naturales. Riberas bajas y sin (o con muy pocas) fallas evidentes.</p> <p>Estado I: 10 puntos. Estado V: 9 puntos. No más de un (1) banco formado en el tramo evaluado.</p>	<p>Evidencia de incisión u horadamiento en el pasado, pero actualmente recuperado o en proceso de recuperación, es posible que se observe alguna erosión en las orillas.</p> <p>El canal activo y la terraza inundable están conectados en muchos puntos, las inundaciones suelen ser estacionales.</p> <p>Las riberas relativamente bajas o pueden aparecer como pequeños escalones.</p> <p>La parte superior de los bancos aparece por debajo del nivel de la terraza inundable activa.</p> <p>Estado I: 8 puntos. Estado V: 7 a 8 puntos. Estado IV: 6 puntos.</p>	<p>Incisión activa evidente, plantas muy estresadas, moribundas o inclinadas cayendo sobre el canal. El canal activo y la terraza inundable están desconectados, la inundación es poco frecuente e incluso puede ya no suceder.</p> <p>Las riberas son relativamente altas, hay fallas evidentes en las riberas.</p> <p>La parte superior de los bancos aparece adyacente a las riberas escalonadas.</p> <p>Estado IV: 5 puntos. Estado III: 4 puntos. Estado II: 3 puntos.</p>	<p>Caídas, desprendimientos evidentes en la superficie lateral de las riberas, incisiones activas.</p> <p>Vegetación muy raleada.</p> <p>Muy poca o ninguna conectividad entre la terraza inundable y el canal principal.</p> <p>Riberas altas, muy verticales, con fallas evidentes.</p> <p>Bancos, cuando están presentes, se ubican lateralmente en el canal activo, pegados a las riberas verticales.</p> <p>Para los Estados II o III, el puntaje varía entre 2 y 0 dependiendo de la severidad.</p>										
	Si en el canal se evidencia el incremento (o deposición) de material sedimentario, calificar este elemento según las descripciones que aparecen en la sección inferior de la matriz.												
	<p>La migración lateral y la erosión de las laderas es mínima.</p> <p>En algunas zonas someras del tramo evaluado hay evidencia de material sedimentario depositado.</p> <p>Mínima formación de bancos (menos de tres (3) bancos notorios en el tramo evaluado).</p>	<p>La migración lateral y la erosión de las laderas son moderadas.</p> <p>La deposición de sedimentos genera que el canal sea muy somero en algunos tramos.</p> <p>Entre tres (3) y cuatro (4) bancos evidentes en el canal activo.</p>	<p>La migración lateral y la erosión de las laderas son severas.</p> <p>Gran deposición de sedimentos, lo que hace muy somero al canal.</p> <p>Canales trenzados.</p>										
	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0		

Elemento 2 Evidencia de alteración hidrológica

<p>Flujos excediendo la totalidad del canal fluvial o grandes avenidas ocurren de acuerdo al régimen de caudales característico del sitio, generalmente cada uno (1) o dos (2) años.</p> <p>No hay presencia de embalses o diques, infraestructura en las terrazas inundables o estructuras ribereñas para el control de avenidas (defensas, gaviones, etc.).</p> <p>El régimen natural de caudales prevalece.</p>	<p>Flujos excediendo la totalidad del canal fluvial o grandes avenidas ocurren únicamente cada tres (3) a cinco (5) años.</p> <p>Puede haber presencia de infraestructura en las terrazas inundables, alcantarillas, derivaciones o cualquier otro tipo de estructuras de control hidráulico, pero su influencia no altera el régimen natural de caudales.</p>	<p>Flujos excediendo la totalidad del canal fluvial o grandes avenidas ocurren únicamente cada seis (6) a 10 años, o incluso con períodos de espera más largos.</p> <p>La presencia de infraestructura en las terrazas inundables y la existencia de alcantarillas, derivaciones o cualquier otro tipo de estructuras de control hidráulico, genera alguna alteración en el régimen natural de caudales.</p>	<p>Flujos excediendo la totalidad del canal fluvial o grandes avenidas ocurren muy rara vez.</p> <p>Las obras de desvío de diferente naturaleza (bocatomas, embalses, etc.) pueden desecar completamente el río (al menos en un tramo determinado de canal).</p> <p>Si hubiera obras de aporte (como alcantarillas, diversiones, trasvases, etc.), estas ejercen un efecto constante y significativo.</p> <p>El régimen natural de caudales está fuertemente alterado.</p>										
	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0		

Elemento 3 Condición de las riberas

<p>La ribera es estable, protegida por raíces de la vegetación natural, troncos y rocas.</p> <p>No hay estructuras fabricadas presentes en la ribera.</p> <p>No se observa erosión excesiva o fallas (derrumbes) en la ribera.</p> <p>No se observan accesos para uso recreacional o accesos para ganado.</p>	<p>La ribera es moderadamente estable, protegida por raíces de vegetación natural, troncos y/o rocas, puede estar presente una combinación de estos elementos.</p> <p>Estructuras fabricadas presentes en la ribera, pero en un número limitado.</p> <p>Evidencia de erosión y fallas (derrumbes) en la ribera, pero suele ser antigua y hay procesos de revegetación.</p> <p>Los usos recreativos o ganaderos (que existen) no habrían generado impacto negativo.</p>	<p>La ribera es moderadamente inestable, escasa protección vegetal o rocosa.</p> <p>Estructuras fabricadas diversas cubren más de la mitad (o incluso completamente) la ribera.</p> <p>Erosión ribereña excesiva, fallas (desmoronamientos) activas.</p> <p>Accesos recreacionales o para ganado contribuyen activamente a incrementar la inestabilidad de la ribera.</p>	<p>La ribera es marcadamente inestable, no presenta mayor protección vegetal.</p> <p>Restos de estructuras construidas (riprap) dominan la ribera.</p> <p>Numerosas fallas (desmoronamientos) activas, presentes en la ribera.</p> <p>Accesos recreacionales o para ganado contribuyen activamente a incrementar la inestabilidad de la ribera.</p>										
	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0		

Calificación Final	Escala	Calificación	Categoría	Calidad
<i>Categoría</i> _____				
<i>Calidad</i> _____				

Calificación del Hábitat Fluvial (SVAP), continuación

Tipos de microhábitat disponibles para organismos acuáticos

<u>Grandes troncos</u>	Árboles o partes de estos, sumergidos en estanques, que permanecen en el cauce durante crecidas normales	(2/tramo) o) _____
<u>Restos vegetales</u>	Paquetes de restos vegetales sumergidos, siempre presentes en el cauce (aun siendo componentes temporales)	(1/tramo) o) _____
<u>Estanques profundos</u>	Áreas de flujo laminar o sublaminao lento, con la profundidad necesaria para brindar refugio óptimo	(2/tramo) o) _____
<u>Estanques alternos</u>	Pequeñas pozas que se forman aguas debajo de grandes rocas o troncos en zonas turbulentas	(4/tramo) o) _____
<u>Vegetación reclinada</u>	Zonas ensombrecidas por vegetación reclinada sobre el canal activo	(3/tramo) o) _____
<u>Grandes rocas</u>	Rocas mayores a 0,5 metros de diámetro, sumergidas parcial o completamente	(3/tramo) o) _____
<u>Rocas menores</u>	Grupos de rocas medianas (entre 25 y 50 centímetros de diámetro) completamente sumergidas en el canal	(3/tramo) o) _____
<u>Rápidos de cantos</u>	Zonas de flujo rápido con el sustrato compuesto por cantos rodados (25-50 centímetros de diámetro)	(2/tramo) o) _____
<u>Riberas horadadas</u>	Sectores verticales de la ribera erosionados por el agua	(3/tramo) o) _____
<u>Matas de raíces</u>	Ubicadas cerca de orillas vegetadas (por árboles o arbustos abundantes)	(2/tramo) o) _____
<u>Lechos de macrofitas</u>	Zonas en las que el lecho está cubierto por plantas vasculares acuáticas	(1/tramo) o) _____
<u>Hábitats accesorios</u>	Hábitats utilizables ubicados fuera del canal principal: canales accesorios, humedales conectados, etc.	(2/tramo) o) _____
<u>Otros (describir)</u>	_____	cantida d: _____
<u>Otros (describir)</u>	_____	cantida d: _____
<u>Otros (describir)</u>	_____	cantida d: _____

NOTAS

Esquema

Elementos 1, 2 y 3

Caracteres físicos: hidrología-geomorfología

Elementos 4, 5 y 6

Vegetación ribereña/uso del terreno

Elementos 7, 8 y 9

Calidad de aguas

Elementos 10, 11, 12 y 13

Disponibilidad de hábitat para organismos acuáticos