

Estructura Comunitaria de Macroinvertebrados bentónicos y su calidad biológica del agua en la Cuenca Piuray - Ccorimarca, Urubamba, Cusco.

Benthic Macroinvertebrate Community Structure and Biological Water Quality in the Piuray - Ccorimarca Basin, Urubamba, Cusco

Cynthia Alegre-Palomino¹ , Juan V. Bejar-Saya² 

¹Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, Av. La Cultura, 733, Cusco, Cusco, Perú

²Centro Bartolomé de Las Casas - CBC, Pasaje pampa de la Alianza N°164, Cusco, Perú

Correspondencia:

Juan V. Bejar-Saya

juanvictor.bejar@cbc.org.pe

Cómo citar:

Alegre-Palomino, C., & Bejar-Saya, J. V. (2025). Estructura Comunitaria de Macroinvertebrados bentónicos y su calidad biológica del agua en la Cuenca Piuray - Ccorimarca, Urubamba, Cusco. *Cantua*, 22(2), 29-35. <https://doi.org/10.51343/cantu.v22i2.2115>

Recibido: 16 ene 2026

Aprobado: 25 ene 2026

Publicado: 23 ago 2026

Copyright © 2025 Publicado por Cantua. Este es un artículo de acceso abierto bajo licencia CC BY (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Facultad de Ciencias Biológicas
Universidad Nacional de San
Antonio Abad del Cusco



Resumen

El estudio caracterizó la estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos y evaluó la calidad biológica del agua en la cuenca Piuray-Ccorimarca, Urubamba, Cusco. Se evaluaron 16 unidades muestrales en cuatro puntos durante cuatro meses (mayo-agosto, 2024), tratando cada mes como réplica independiente. La estructura se determinó mediante la abundancia total y los índices de Shannon-Wiener, Simpson y equitatividad de Pielou; la calidad biológica se estimó con el Índice Biótico Andino (ABI). Los cambios espaciales en la composición taxonómica se exploraron con un Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) basado en Bray-Curtis y evaluado mediante PERMANOVA. Se registraron 626 individuos de 14 familias. Los índices indicaron heterogeneidad en las abundancias relativas (Shannon-Wiener: 1.14–2.28; Pielou: 0.49–0.91; Simpson: 0.48–0.88). El índice ABI determinó una buena calidad biológica del agua, destacando familias sensibles como *Leptoceridae*, *Elmidae* y *Gripopterygidae*. La ordenación NMDS exhibió una solución bidimensional estable (stress = 0.158) que, junto al PERMANOVA, confirmó variaciones espaciales significativas en la composición de familias entre estaciones. En conclusión, la comunidad de macroinvertebrados bentónicos reflejó variaciones estructurales que determinaron con éxito la calidad biológica de la cuenca.

Palabras clave: calidad biológica, macroinvertebrados, NMDS, PERMANOVA

Abstract

The study characterized the community structure of benthic macroinvertebrates and evaluated the biological water quality in the Piuray-Ccorimarca watershed, Urubamba, Cusco. A total of 16 sampling units were evaluated across four sites over four months (May–August 2024), treating each month as an independent replicate. Community structure was determined using total abundance and the Shannon-Wiener, Simpson, and Pielou's evenness indices; biological quality was estimated using the Andean Biotic Index (ABI). Spatial changes in taxonomic composition were explored via Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) based on Bray-Curtis dissimilarity and evaluated using PERMANOVA. A total of 626 individuals from 14 families were recorded. The indices indicated heterogeneity in relative abundances (Shannon-Wiener: 1.14–2.28; Pielou: 0.49–0.91; Simpson: 0.48–0.88). The ABI index determined a good biological water quality, highlighting sensitive families such as *Leptoceridae*, *Elmidae*, and *Gripopterygidae*. The NMDS ordination exhibited a stable two-dimensional solution (stress = 0.158) which, along with PERMANOVA, confirmed significant spatial variations in family composition among stations. In conclusion, the benthic macroinvertebrate community reflected structural variations that successfully determined the biological quality of the watershed.

Keywords: biological quality, Macroinvertebrates, NMDS, PERMANOVA

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos continentales cumplen funciones ecológicas esenciales y constituyen una fuente de agua para el consumo humano, la agricultura y la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, estos sistemas se encuentran cada vez más expuestos a presiones antrópicas como el crecimiento poblacional, la expansión agrícola y el cambio en el uso del suelo, lo que genera alteraciones en la calidad del agua y en la estructura de las comunidades biológicas asociadas (Allan, 2004).

Dentro de la ecología acuática, los macroinvertebrados bentónicos han sido ampliamente estudiados como bioindicadores de la calidad del agua, por su composición y estructura de estas comunidades (Rosenberg & Resh, 1993), que reflejan las condiciones fisicoquímicas del agua y las alteraciones del hábitat acuático (Custodio & Chanamé, 2016), así como su papel funcional en los procesos tróficos en la salud de los ecosistemas. En la actualidad, los índices bióticos ayudan a caracterizar la calidad del agua; no obstante, persisten limitaciones en la comprensión integral de la relación entre las comunidades bentónicas y múltiples variables ambientales de forma simultánea (Quispe *et al.*, 2024). Por ello, los análisis multivariados no paramétricos, como el Non Metric Multidimensional Scaling (NMDS), permite identificar patrones de similitud comunitaria y evaluar su relación con gradientes ambientales (Clarke, 1993; Montoya, 2021).

A pesar de su utilidad, la aplicación del NMDS en estudios de macroinvertebrados bentónicos en ecosistemas fluviales altoandinos del sur del Perú sigue siendo limitada. En la cuenca Piuray Ccorimarca, caracterizada por una creciente presión antrópica asociada a actividades agrícolas, urbanas y turísticas, existe escasa información científica que relacione explícitamente la estructura comunitaria de macroinvertebrados con la calidad del agua mediante enfoques multivariados. Esta brecha de conocimiento limita el desarrollo de diagnósticos ecológicos precisos que permitan implementar estrategias de gestión, manejo y conservación de los recursos hídricos locales.

Por ello, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos y su relación con la calidad del agua de la cuenca de Piuray Ccorimarca. La investigación busca caracterizar la composición y diversidad de las comunidades bentónicas, así como analizar su asociación con variables fisicoquímicas del agua, aportando evidencia científica relevante para la evaluación ecológica y la gestión sostenible de ecosistemas fluviales altoandinos.

METODOLOGÍA

El estudio correspondió a una investigación de tipo no aplicada, con enfoque cuantitativo, bajo un diseño no experimental y descriptivo. El área de estudio se localiza en el distrito de Chinchero, provincia de Urubamba,

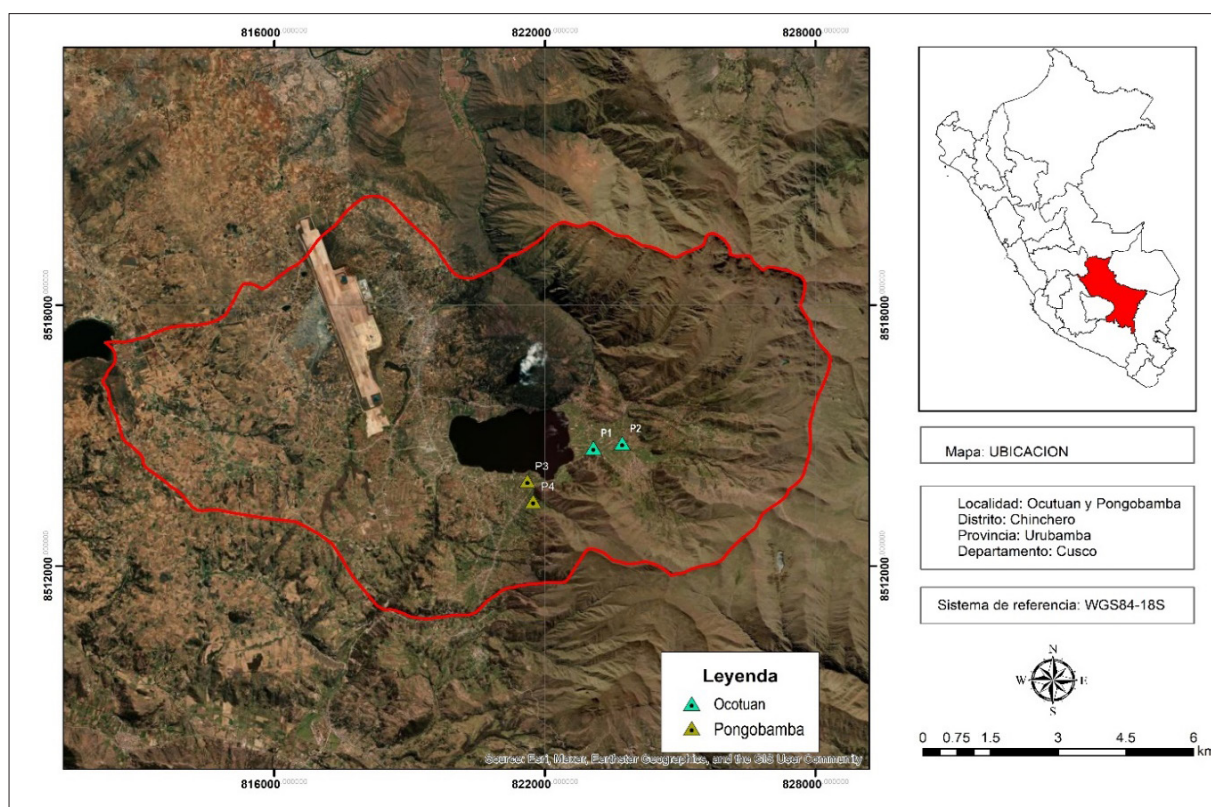


Figura 1. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo

Tabla 1. Coordenadas UTM de las estaciones de muestreo

Localidad	Puntos de Muestreo	Coordenadas UTM WGS – 18L		
		Este	Norte	Altitud
Ocotuan	P1	823071	8514722	3706
	P2	823714	8514827	3716
Pongobamba	P3	821609	8513958	3743
	P4	821739	8513492	3712

región Cusco, a una altitud entre los 3 500 y 3 850 m.s. n. m., con un clima frío a templado ubicada en la cuenca alta del sistema Vilcanota – Urubamba (MVCS, 2021).

Los puntos de muestreo fueron seleccionados con el fin de determinar la calidad biológica del agua que ingresa a la laguna. Estos afluentes constituyen las principales vías de aporte hídrico; por tanto, influyen directamente en las condiciones físicas, químicas y biológicas del cuerpo de agua. La unidad muestral se definió como cada recolecta mensual por estación de muestreo, consolidando un tamaño de muestra total de $n = 16$ unidades de análisis (4 estaciones x 4 meses). El diseño experimental incluyó cuatro estaciones fijas distribuidas de manera equitativa, con dos estaciones en la localidad de Ocotuan y dos en Pongobamba. Este enfoque permitió tratar cada evento de muestreo mensual (evaluado entre mayo y agosto de 2024) como una réplica independiente, estructura necesaria para capturar la variabilidad espacio-temporal en los análisis multivariados de ordenación (NMDS) y de significancia (PERMANOVA).

Colecta de macroinvertebrados bentónicos

La colecta de macroinvertebrados bentónicos se realizó utilizando una red tipo D con abertura de malla de 500 μm (Roldán, 2003). En cada estación se muestrearon en distintos microhábitats presentes en el cauce, tales como gravas, cantos rodados, macrófitas acuáticas, hojarasca y sedimentos finos, con el fin de representar adecuadamente la heterogeneidad del hábitat.

El muestreo se efectuó desde aguas abajo hacia aguas arriba removiendo todo tipo de sustrato (Rosenberg & Resh, 1993). Las muestras fueron preservadas en alcohol al 70% y transportadas al laboratorio en ciencia animal y cambio climático de la Facultad de Ciencias Agrarias UNSAAC – KAYRA, para su identificación taxonómica mediante un estereoscopio de marca Nikon SMZ 745T.

Medición de variables físico - químicas

Las variables fisicoquímicas registradas *in situ* fueron la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$) y el pH, medidas con un equipo multiparámetro previamente calibrado, conforme al Protocolo Nacional de Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales (MINAM, 2015). Estas variables fueron seleccionadas por su influencia directa sobre la distribución, abundancia y composición de los macroinvertebrados bentónicos (Allan, 2004).

Análisis de datos y procedimientos estadísticos

El análisis de datos se realizó a partir de la abundancia que se expresó como el número total de individuos por familia y por estación, lo que permitió describir la dominancia y distribución espacial y temporal de las comunidades bentónicas (Roldán, 2003; Rosenberg & Resh, 1993).

La estructura comunitaria de los macroinvertebrados bentónicos fue evaluada mediante el cálculo de índices ecológicos de diversidad, equitatividad y dominancia, utilizando los datos de abundancia registrados en cada punto de muestreo.

La diversidad de Shannon - Wiener (H') se estimó utilizando la ecuación:

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

donde p_i representa la proporción de individuos de la i -ésima familia respecto al total de individuos registrados en la muestra (Shannon & Weaver, 1949). Este índice integra información sobre riqueza y equitatividad, siendo ampliamente utilizado para describir la diversidad de comunidades biológicas (Magurran, 2004).

La dominancia fue evaluada mediante el índice de Simpson (D), el cual expresa la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a la misma familia (Simpson, 1949). Valores elevados de este índice indican una mayor dominancia de uno o pocos taxones.

$$D = \sum(p_i^2)$$

La equitatividad de Pielou (J') se calculó mediante la expresión:

$$J' = H' / \ln(S)$$

Donde S corresponde al número total de familias presentes en la muestra (Pielou, 1966). Este índice describe el grado de uniformidad en la distribución de los individuos entre las familias, tomando valores cercanos a 1 cuando las abundancias relativas son similares.

La relación entre la composición de las familias de macrobentos y las variables ambientales fue evaluada mediante un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), el cual permite analizar la respuesta de las comunidades biológicas frente a factores ambientales medidos en campo (ter Braak, 1986; ter Braak &

Šmilauer, 2012). De manera complementaria, se aplicó un Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA) para evaluar el efecto conjunto de la temperatura y el pH sobre la composición de la comunidad (Bray & Curtis, 1957; Anderson, 2001).

La composición de macroinvertebrados bentónicos fue analizada mediante un Análisis de Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS), basado en la disimilitud de Bray - Curtis (Bray & Curtis, 1957), con el fin de explorar patrones de disimilitud en la composición comunitaria y visualizar las diferencias en la estructura de las comunidades entre los sitios de muestreo (Clarke, 1993; Legendre & Legendre, 2012), todos los análisis fueron realizados en el entorno estadístico Rstudio. A fin de mitigar la influencia de las familias dominantes y homogeneizar la contribución de los taxones de baja abundancia, los datos brutos se sometieron a una transformación logarítmica previo al cálculo de la matriz de disimilitud de Bray-Curtis.

La calidad biológica del agua fue determinada a través del Índice Biótico Andino (ABI), el cual califica la salud ambiental del ecosistema lótico en función de la sensibilidad ecológica de los macroinvertebrados (Acosta et al., 2009). Basado en una matriz cualitativa de presencia/ausencia, se asignó a cada familia su respectivo valor de tolerancia preestablecido. El puntaje total del ABI se calculó como la suma directa de los valores de los taxones presentes en cada punto (Roldán, 2003).

RESULTADOS

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos registrada estuvo conformada por 14 familias, con una abundancia de 626 individuos evidenciando una distribución heterogénea. La riqueza registrada fue de 12 familias en el Punto 1, 14 familias en el Punto 2, 7 familias en el Punto 3 y 10 familias en el Punto 4.

La abundancia total de macroinvertebrados bentónicos mostró variación entre los puntos de muestreo, con valores que oscilaron entre 86 y 239 individuos (Tabla 1). El Punto 2 presentó la mayor abundancia (239 individuos), seguido por el Punto 1 (163 individuos) y el Punto 3 (138 individuos), mientras que el Punto 4 registró el menor número de individuos (86).

El índice de diversidad de Shannon - Wiener (H')

varió entre 1.14 y 2.28. El valor más alto se registró en el Punto 1 ($H' = 2.28$) mientras que el Punto 4 mostró el valor más bajo ($H' = 1.14$). El índice de Simpson presentó valores comprendidos entre 0.480 y 0.880. El mayor valor se observó en el Punto 1 (0.880) presentando mayor dominancia, seguido por el Punto 2 (0.869) y el Punto 3 (0.747). La equitatividad de Pielou (J'), en el Punto 1 presentó la mayor equitatividad ($J' = 0.919$) evidenciando una distribución más uniforme, seguido por el Punto 2 ($J' = 0.858$) y el Punto 3 ($J' = 0.812$) y el valor más bajo se registró en el Punto 4 ($J' = 0.494$).

Las variables ambientales evaluadas no explican de manera significativa la variación en la composición de los macrobentos. La temperatura presentó un valor de $F = 1.95$ ($p = 0.124$), mientras que el pH registró un valor de $F = 1.94$ ($p = 0.114$); así mismo, el análisis PERMANOVA indicó que la temperatura y el pH explicaron conjuntamente el 20.2% de la variación en la composición de la comunidad de macrobentos ($R^2 = 0.202$), por ello es probable que otros factores ambientales no medidos estarían influenciando en la composición de los macrobentos.

El índice ABI presentó valores entre 50 y 56, reflejando un estado ecológico bueno en la mayoría de los puntos evaluados. La presencia de familias sensibles como *Leptoceridae*, *Gripopterygidae* y *Elmidae* sugiere condiciones ambientales relativamente favorables, coexistiendo con taxones tolerantes como *Chironomidae* y *Tubificidae*.

Según la figura 2, en el Punto 1, la mayor abundancia relativa corresponde a *Tubificidae*, seguida por *Leptoceridae*, *Baetidae* e *Hyaletellidae*, mientras que el resto de las familias presenta valores progresivamente menores. En el Punto 2, *Leptoceridae* registra el valor más alto de abundancia relativa, seguida por *Chironomidae*, *Physidae* y *Planariidae*, con el resto de las familias distribuidas en valores decrecientes. En el Punto 3, *Hyaletellidae* presenta la mayor abundancia relativa, seguida por *Physidae* y *Chironomidae*, siendo familias tolerantes a perturbaciones y las demás familias muestran porcentajes bajos. En el Punto 4, *Physidae* concentra la mayor abundancia relativa, mientras que las demás familias presentan valores considerablemente menores y distribuidos de forma decreciente a lo largo del eje horizontal.

El análisis de ordenación NMDS (Figura 3) exhibió un valor de stress de 0.158, lo que indica una

Tabla 1. Valores de abundancia, riqueza e índices de diversidad por punto de muestreo.

Punto de muestreo	Abundancia	Shannon	Simpson	Equitatividad de Pielou
Punto 1	163	2.28	0.880	0.919
Punto 2	239	2.26	0.869	0.858
Punto 3	138	1.58	0.747	0.812
Punto 4	86	1.14	0.480	0.494

representación bidimensional aceptable y confiable de las relaciones de disimilitud entre las unidades muestrales. Se observó un marcado solapamiento entre las elipses de confianza de los diferentes puntos de muestreo, sugiriendo una transición gradual en la composición de familias de macroinvertebrados a lo largo de la cuenca, en lugar de agrupamientos completamente aislados. El Punto 3, mostró la estructura comunitaria más homogénea, caracterizada por un agrupamiento compacto y la elipse

de menor extensión espacial. En contraste, el Punto 2 presentó la mayor dispersión en el espacio bidimensional, evidenciando una alta heterogeneidad espacio-temporal en su composición taxonómica. El Punto 1 se distribuyeron de forma elongada principalmente sobre el eje NMDS2, mientras que el Punto 4 se posicionaron de manera intermedia y dispersa, compartiendo espacio común con las zonas de influencia de los puntos 1 y 2.

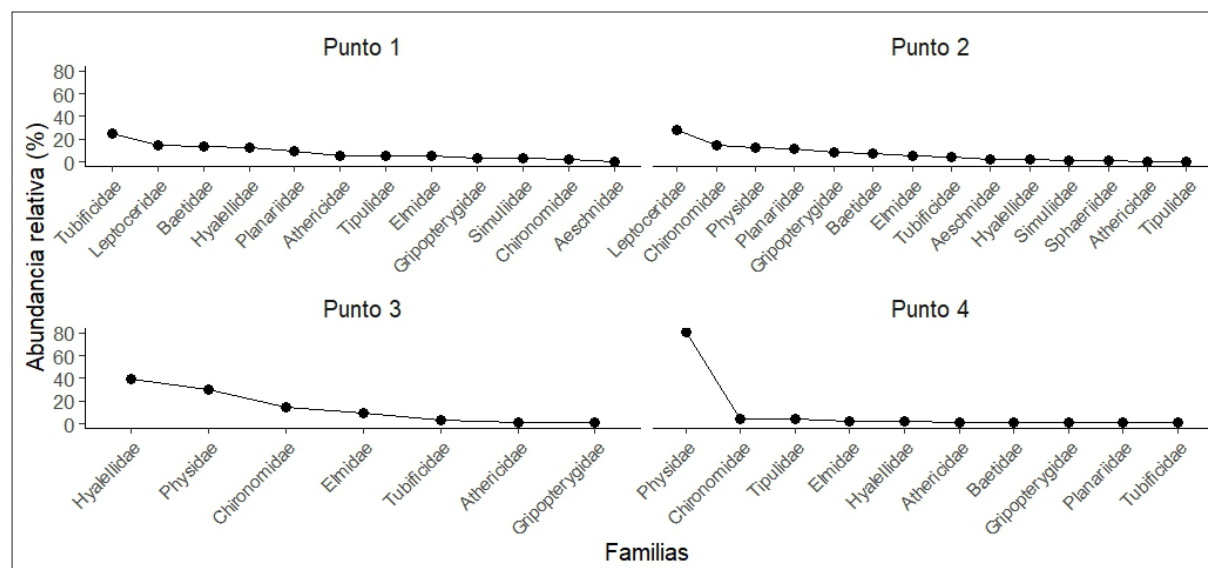


Figura 2. Curva Rango abundancia

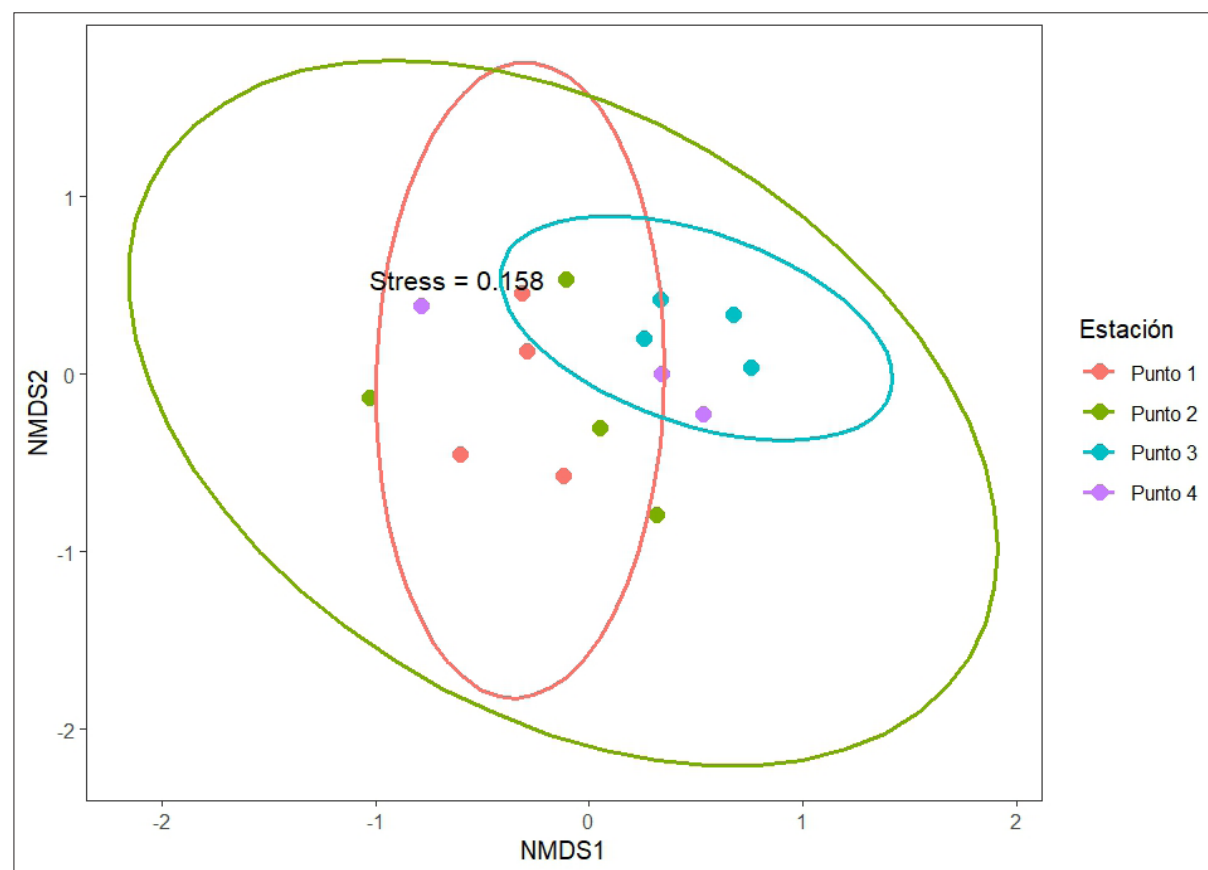


Figura 3. NMDS basado en la distancia de Bray - Curtis.

DISCUSIÓN

La comunidad de macrobentos registrada estuvo conformada por 14 familias y un total de 626 individuos, evidenciando una estructura comunitaria heterogénea entre los puntos de muestreo, siendo una característica de ecosistemas lóticos andinos, donde la estructura de las comunidades bentónicas suele responder a la variabilidad, asociada a cambios en el sustrato, disponibilidad del recurso hídrico, microhábitats y el aporte de materia orgánica (Roldán, 2023; Allan & Castillo, 2007).

La mayor riqueza y diversidad observada en los Puntos 1 y 2 sugiere condiciones ambientales más favorables para el establecimiento de una comunidad bentónica diversa y equilibrada. Valores del índice de Shannon superiores a 2, como los registrados, son característicos de sistemas con buena calidad ecológica y baja dominancia, según lo descrito por Allan & Castillo (2007) y Cruz & Alegre (2021), quienes señalan que ríos con perturbación limitada tienden a presentar comunidades más equitativas y con mayor diversidad taxonómica. En contraste, el Punto 4 presentó los valores más bajos de riqueza, diversidad y equitatividad, lo que indica una comunidad simplificada y dominada por pocos taxones tolerantes, un patrón generalmente asociado a ambientes con mayor estrés ambiental o alteración antrópica (Rosenberg & Resh, 1993).

La abundancia total mostró una marcada variación entre los puntos de muestreo, con el Punto 2 registrando el mayor número de individuos. Sin embargo, una alta abundancia no necesariamente implica una mayor calidad ecológica, ya que puede estar asociada a la proliferación de taxones oportunistas. Este fenómeno ha sido documentado en estudios de biomonitorio, donde incrementos en abundancia pueden coincidir con una disminución de la equitatividad y un aumento de la dominancia (Bonada et al., 2006).

Los resultados de la curva rango - abundancia, evidencia diferencias en la estructura de dominancia entre los puntos evaluados. La fuerte dominancia de familias tolerantes como *Tubificidae* y *Physidae* en los Puntos 1 y 4, respectivamente, coincide con lo reportado por Roldán (2016), quien destaca que estos taxones suelen proliferar en ambientes con mayor carga orgánica. La presencia y abundancia relativa de familias como *Leptoceridae*, *Gripopterygidae* y *Elmidae* en los Puntos 1 y 2 indican condiciones ambientales relativamente favorables y una mejor integridad ecológica, tal como lo señalan Acosta et al. (2009) para ríos andinos peruanos.

El análisis de ordenación NMDS mostró una diferenciación moderada entre los puntos de muestreo, con un valor de stress de 0.158, considerado aceptable para interpretaciones ecológicas (Clarke, 1993). La mayor dispersión observada en el Punto 2 determina una alta heterogeneidad en la composición de las familias,

posiblemente asociada a una mayor diversidad de microhábitats o fluctuaciones ambientales temporales. Por el contrario, el agrupamiento más compacto del Punto 3 indica una composición más homogénea, lo que podría reflejar condiciones ambientales más estables o una menor complejidad estructural del hábitat.

Los análisis multivariados (CCA y PERMANOVA) indicaron que la temperatura y el pH no explicaron de manera significativa la variación en la composición de la comunidad bentónica, aunque conjuntamente explicaron el 20.2% de la variación total. Este resultado concuerda con lo reportado por Heino et al. (2015), quienes señalan que, en ecosistemas lóticos, las variables fisicoquímicas básicas suelen explicar solo una fracción de la variabilidad comunitaria, siendo factores como la estructura del sustrato, la velocidad de corriente y el aporte de materia orgánica determinantes clave en la distribución de los macroinvertebrados.

El valor del índice biológico ABI, indican una calidad biológica del agua con categoría de buena. Estos resultados son coherentes con estudios realizados en ríos andinos del Perú, donde el índice ABI ha demostrado ser particularmente sensible para discriminar gradientes de calidad ecológica en sistemas de montaña (Acosta et al., 2009). La concordancia entre los índices biológicos, los patrones de diversidad y los análisis multivariados refuerza la validez del enfoque metodológico empleado y sugiere que, si bien las condiciones actuales son relativamente favorables, existen señales de presión ambiental local que podrían afectar la estructura comunitaria a largo plazo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un índice biótico para la evaluación de la calidad de las aguas en ríos andinos (ABI). *Limnetica*, 28(1), 1–20.
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Stream ecology: Structure and function of running waters. Springer.
- Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51, 495–523. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349. DOI: 10.2307/1942268

- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143. DOI: 10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x
- Custodio, M., & Chanamé, F. (2016). Biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos andinos. *Scientia Agropecuaria*, 7(1), 33–44. DOI: 10.17268/sci.agropecu.2016.01.04
- Cruz-Miranda, L. J., & Alegre-Palomino, C. (2021). Comunidad de macroinvertebrados en el río Hatunmayo. *Cantua*, 16(1), 44–53. <https://doi.org/10.51343/cantu.v16i0.631>
- Heino, J., Melo, A. S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S., & Bini, L. M. (2015). Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology*, 60(5), 845–869. <https://doi.org/10.1111/fwb.12533>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology*. Elsevier. DOI: 10.1016/C2011-0-07070-8
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36–71.
- Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento – MVCS (2021). Plan de desarrollo urbano de la ciudad de Chinchero 2018 – 2028. Gobierno del Perú.
- Ministerio del Ambiente - MINAM (2015). *Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales*. Lima, Perú.
- Montoya Mora, V. J. (2021). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua mediante análisis multivariado NMDS. *Revista Colombiana de Ciencias Ambientales*, 15(2), 45–58. DOI: 10.15446/rcca.v15n2.87965
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131–144.
- Quispe-Illa, V., Pérez-Aguilar, C., Calla-Calla, J., et al. (2024). Benthic macroinvertebrates as bioindicators of water quality in an Andean river of Peru. *International Journal of Environmental Impacts*, 7(3), 425–434. DOI: 10.18280/ijei.070305
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia*. Universidad de Antioquia.
- Roldán, G., & Ramírez, J. J. (2023). *Fundamentos de limnología neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia.
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall. DOI: 10.1007/978-1-4615-2545-0
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163(4148), 688–688. <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167–1179. <https://doi.org/10.2307/1938672>
- ter Braak, C. J. F., & Šmilauer, P. (2012). *Canoco reference manual and user's guide: Software for ordination (version 5.0)*. Microcomputer Power.