



UNIVERSIDAD RICARDO PALMA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ESCUELA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA

Ensamble Zoobentónico de la Quebrada Chachacoma (Cajamarca: Perú):
caracterización en dos períodos de muestreo

TESIS

Para optar el Título Profesional de Licenciado en Biología

AUTOR

Arenas Ibarra, Jose Antonio
(ORCID: 0000-0003-1744-1980)

ASESOR

Mg. Gonzáles Molfino, Hugo Mauricio
(ORCID: 0000-0003-4320-2078)

Lima, Perú

2023

Metadatos Complementarios

Datos de autor(a):

Arenas Ibarra, Jose Antonio

Tipo de documento de Identidad: DNI

Número de documento de identidad: 07626430

Datos del Asesor:

Gonzáles Molfino, Hugo Mauricio

Tipo de documento de Identidad: DNI

Número de documento de identidad: 10252143

Datos de los Miembros del Jurado:

PRESIDENTE: Chavieri Salazar, Andrés Ricardo

DNI: 08014597

ORCID: 0000-0002-2644-959X

MIEMBRO: Dávila Robles, Miguel Germán

DNI: 07261702

ORCID: 0000-0002-7429-4836

MIEMBRO: Padilla Lauriano, Abiu Josué

DNI: 09610446

ORCID: 0000-0001-6990-2211

Datos de la investigación:

Campo del conocimiento OCDE: 1.06.13

Código del Programa: 511206

AGRADECIMIENTOS.

A mis Padres Luis Ismael y Gloria, por su apoyo constante y ejemplo de vida.

A mis hermanos y cuñados por su cariño y apoyo fraterno.

A mis sobrinas y sobrino nieto por todos los momentos alegres.

A todos mis maestros de la graduación, maestría y doctorado. Sus sabias enseñanzas me han sido muy provechosas en mi vida académica y profesional.

A mi abuela Ana, mis tíos Alberto (+) y Daniel (+), mi prima Marilú (+) y a todos los familiares cercanos a quienes tengo siempre presentes.

A mis asesores de la graduación, Licenciatura, Maestría y Doctorado: Pedro, Ronald, Alice, Edvard, Mauricio y JJ, por sus sabias enseñanzas y ayuda en viabilizar las tesis.

A todos los amigos y colegas del Perú, Argentina, Brasil y otras partes del mundo que me ayudaron a perseverar en la vida académica

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	5
JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	6
OBJETIVO GENERAL	7
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	7
MARCO TEÓRICO	7
ANTECEDENTES	10
HIPÓTESIS.....	12
MATERIALES Y MÉTODOS.....	12
LUGAR DE EJECUCIÓN	13
TIPO Y DISEÑO DE INVESTIGACIÓN	14
DISEÑO DE INVESTIGACIÓN.....	14
PROCEDIMIENTO Y ANÁLISIS DE DATOS.....	17
RESULTADOS.....	20
DISCUSIÓN	36
CONCLUSIONES.....	40
RECOMENDACIONES.....	41
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42

RESUMEN.

En el presente trabajo se evaluó la variación temporal del ensamble de zoobentos en la quebrada Chacacoma (Cajamarca) en temporada de bajante (T1) y creciente (T2), y la influencia de las variables limnológicas, geomorfológicas e hidrológicas e hidráulicas en dicho patrón. Se dividió la zona de muestreo en 10 unidades hidromorfológicas (UHM) midiéndose las siguientes variables: caudal, velocidad, profundidad, ancho de cauce, pH, conductividad, sólidos totales disueltos, turbidez, sólidos en suspensión, temperatura y oxígeno disueltos. Se colectaron 2 muestras de zoobentos en cada UHM. Se ordenaron las variables abióticas con ACP y las bióticas con NMDS, analizándose los ejes significativos con ANOVA y Protest. Se calcularon la riqueza, densidad, abundancia e índices de diversidad entrópica y *true diversity*. Se observó disminución de la conductividad y TDS e incremento de TSS, turbidez y caudal de T1 a T2. El ACP retuvo estas variables como significativas. El NMDS separó claramente T1 de T2. Protest mostró correlación alta entre los ejes de ACP y NMDS. La riqueza y abundancia disminuyeron de morfoespecies de T1 a T2. Se observó incremento de la diversidad de T1 a T2 y disminución de la dominancia e incremento de la equidad en T2. Se concluye que la estructura del ensamble bentónico en la zona de estudio está fuertemente condicionada por los efectos temporales del incremento del caudal y el efecto de este sobre la limnología fisicoquímica.

Palabras clave: Ensamble zoobentónico, limnología fisicoquímica, hidrología, caudal, ecosistemas fluviales andinos.

ABSTRACT

This study evaluated the temporal variation of the zoobenthos assemblage in the Chacacoma creek (Cajamarca) during the low water (T1) and high water (T2) seasons and the influence of limnological, geomorphological, and hydrological variables on this pattern. The sampling area was divided into ten hydro morphological units (HMU). The following variables were measured: discharge, velocity, depth, channel width, pH, conductivity, total dissolved solids, turbidity, suspended solids, temperature, and dissolved oxygen. Two zoobenthos samples were collected in each HMU. Abiotic variables were ordered with ACP and biotic variables with NMDS, and significant axes were analyzed with ANOVA and Protest. Richness, density, abundance, and entropic and true diversity indices were calculated. A decrease in conductivity and TDS and an increase in TSS, turbidity, and flow from T1 to T2 were observed. ACP retained these variables as significant. NMDS clearly separated T1 from T2. Protest showed a high correlation between the ACP and NMDS axes. Morphospecies richness and abundance decreased from T1 to T2. Increased diversity was observed from T1 to T2, decreased dominance, and increased equity in T2. It is concluded that the structure of the benthic assemblage in the study area is strongly conditioned by the temporal effects of the flow increase and its effect on the physicochemical limnology.

Keywords: zoobenthic assemblage physicochemical limnology, hydrology, discharge, Andean fluvial ecosystems.

INTRODUCCIÓN

La dinámica fluvial es la principal función de fuerza que regula el funcionamiento de los sistemas fluviales (Junk, Bayley, y Sparks 1989; Neiff 1990; Ward et al. 2002; Wohl 2017). En sistemas fluviales por sobre 3000 msnm, se evidencia marcada temporalidad del régimen de descargas que condiciona la limnología fisicoquímica y esta a su vez la dinámica de las comunidades biológicas (Encalada et al. 2019; González-Trujillo y Donato-Rondón 2016; Ríos- Touma, Encalada, y Prat Fornells 2011) .

También referida como Páramo, la Jalca es una región biogeográfica transicional entre los Páramos del norte de Sudamérica y la Puna del centro y sur de Sudamérica, distribuyéndose entre 3.200 a 4200 msnm en el norte del Perú. Esta región presenta interés biológico, biogeográfico y marcado endemismo (Britto 2017; Mera et al. 2015; Sánchez y Dillon 2006; Tovar et al. 2012)

.La Jalca de la región Cajamarca soporta actividades agropecuarias, mineras y poblaciones humanas que comprometen la integridad de la biota acuática (Mercado-García et al. 2019).

El zoobentos de agua dulce es un modelo biológico de interés para evaluar la ecología e integridad biótica de los ríos, por ser sensibles a las perturbaciones (D. M. Rosenberg y V. H. Resh, 1993; Roldán-Pérez 2016). En nuestro país y en particular en la región andina, es práctica común el uso de macroinvertebrados bentónicos como indicador de estado de cuerpos de agua dulce, principalmente evaluaciones rápidas en una sola temporada (Arana Maestre et al. 2021; Mercado-García et al. 2019; Vilca-Carhuapoma 2022).

La dinámica fluvial y sus perturbaciones periódicas y recurrentes funcionan como estructurador de los ensambles zoobentónico (Encalada et al. 2019; Ríos-Touma et al. 2011). Resultados concluyentes sobre el ensamble bentónico deben considerar los cambios temporales del ensamble que ocurren naturalmente debido a la dinámica de las variables limnológicas, geomorfológicas, hidrológicas e hidráulicas (Tonkin et al. 2017).

En el presente trabajo se evaluó la variación temporal del ensamble de zoobentos en la quebrada Chacacoma (Cajamarca) y la influencia de las variables limnológicas, geomorfológicas, hidrológicas e hidráulicas en dicho patrón.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.

Los macroinvertebrados bentónicos por ser conspicuos y sedentarios además de tener ciclos de vida variados permiten mostrar la influencia de alguna perturbación física o química (D. M. Rosenberg y V. H. Resh, 1993; Springer 2010). Así, utilizarlos como indicadores de integridad de hábitat o “*calidad de agua*” es una práctica común en nuestro país (Arana Maestre et al. 2021; Vilca-Carhuapoma 2022).

Utilizar la estructura del ensamble bentónico y aplicar índices bióticos con métricas establecidas para ríos con otras condiciones es un error recurrente (Rios-Touma, Acosta, y Prat 2014), el cual se acentúa cuando se aplica en ríos de alturas superiores a 2500 msnm donde la estacionalidad de las crecientes y bajantes es marcada (Encalada et al. 2019). Los factores y variables estado de tipo físico y limnológico son escasamente medidas en la mayoría de estudios sobre invertebrados bentónicos en nuestro país (Arana-Maestre et al. 2021; Carrasco et al. 2020; Carrasco-Badajoz et al. 2022; Lujan et al. 2013). Aún las evaluaciones ecológicas rápidas de integridad de hábitat no llevan en consideración la estacionalidad de las condiciones físicas y químicas decurrentes del régimen de caudales cambiante (Alcántara García y Huaman Villegas 2020; Mercado-Garcia et al. 2019). De este modo, determinar el estado ecológico y la calidad o integridad del hábitat parece poco fidedigno; al final no es claro si se mide un efecto ambiental o una fluctuación propia de la dinámica del ensamble, lo que es un requisito indispensable para establecer una buena evaluación rápida del estado de un sistema fluvial (Barbour et al. 1999; Rios-Touma et al. 2014; Roldán-Pérez 2016).

La relación caudal-hábitat y la estructuración dinámica de las comunidades biológicas, incluido el zoobentos, en función de las crecientes y bajantes es un evento recurrente y determinístico (Bunn y Arthington 2002; Bunn, Davies, y Mosisch 1999; Davies et al. 2013). No obstante, los estudios que consideren dichas relaciones que caractericen el régimen de caudales y su periodicidad son escasos, haciéndose necesario implementar investigaciones de este tipo.

JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN.

La distribución espacial de los macroinvertebrados bentónicos en un sistema fluvial está determinada principalmente por las características hidromorfológicas de cada tramo en cuanto a su geomorfología, patrón de canal y variables hidrológicas e hidráulicas: velocidad de corriente, profundidad. Estas variables físicas forman los que se denomina el mesohábitat (Parasiewicz et al. 2009; Parasiewicz y Dunbar 2001): la zona específica del río cuyas condiciones y niveles de cada variable determinan la distribución y abundancia de las poblaciones de macroinvertebrados y estructuran las comunidades en función de las características intrínsecas de su nicho ecológico (D. M. Rosenberg y V. H. Resh, 1993). Sin embargo, la variación temporal está determinada por el régimen de caudales y su magnitud, con la expansión y contracción de los meso y microhábitats, influyendo en la supervivencia de organismos con capacidad de locomoción limitada (Arenas-Ibarra, Takeda, y Fujita 2012; Statzner, Gore, y Resh 1988; Takeda, Stevaux, y Fujita 2001). El régimen hidrológico influye también en los cambios de los factores físicos y químicos del agua que afectan a la estructura de la comunidad bentónica (Leiva et al. 2022; Zilli y Marchese 2011).

Una de las formas de analizar las variaciones en la estructura del ensamble bentónico es el uso de índices de estructura de la comunidad, principalmente, los índices de diversidad (Arenas-Ibarra et al. 2012; Ríos-Touma et al. 2011; Tonkin et al. 2017). Tradicionalmente los cambios en el ensamble zoobentónico se han caracterizado mediante índices de diversidad basados en la entropía de Shannon, los cuales solo miden algo relacionado a la diversidad (Chao y Jost 2015). Medidas relacionadas con el número efectivo de especies o *true diversity* que cumplen el principio de replicación, propiedad intrínseca de la diversidad, se postulan como más precisas (Chao, Chiu, y Jost 2016; Jost 2006).

Por otro lado, el análisis de variables físicas y su influencia en el ensamble de macroinvertebrados bentónico es limitado en nuestro país (Arana Maestre et al. 2021), a

diferencia de otros países en que el estudio del ensamble incluye el análisis de la relación cuantitativa entre el medio físico y el biótico (Arenas-Ibarra et al. 2012; Encalada et al. 2019; Ríos-Touma et al. 2011)

OBJETIVO GENERAL.

- Evaluar la variación temporal, en épocas de creciente y bajante de la estructura del ensamble de zoobentos en la quebrada Chacacoma (Cajamarca) y la influencia de las variables hidrológicas, hidráulicas, geomorfológicas y limnológicas fisicoquímicas en dicho patrón.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS.

- Evaluar la variación temporal en épocas de creciente y bajante, de las variables hidrológicas, hidráulicas, geomorfológicas y limnológicas fisicoquímicas en la quebrada Chacacoma (Cajamarca)
- Evaluar la variación temporal, en épocas de creciente y bajante, de la estructura del ensamble de zoobentos en la quebrada Chachacoma (Cajamarca)
- Evaluar la relación entre los componentes abióticos y bióticas en la quebrada Chachacoma (Cajamarca).

MARCO TEÓRICO.

Sobre la limnología y la limnología fluvial

La Limnología es el estudio de los ambientes acuáticos continentales desde una perspectiva ecológica (Esteves 2011). Como ciencia de síntesis y holística, la limnología usa conceptos, procedimientos y variables para la comprensión de la dinámica de ambientes acuáticos continentales en cuanto a su componente biótico y abiótico (Dodds y Whiles 2010). Desde una perspectiva del siglo XXI, la limnología está cada vez más cercana a la ecohidrología y ecohidrogeomorfología: una ciencia que incorpora otras ciencias afines a su cuerpo conceptual (Dodds y Whiles 2017; Moss 2018; Wood, Hannah, y Sadler 2008).

La limnología fluvial como ciencia ecológica comienza con los trabajos de Sioli y Bonetto consolidándose con el tratado de ecología de ríos de Hynes (Arenas-Ibarra y Souza-Filho 2010; Bonetto 1976; Hynes 1970; Sioli 1992). En el continuo progreso de esta ciencia, las variables hidrológicas, hidráulicas y geomorfológicas han cobrado cada vez mayor importancia para comprender la distribución y abundancia de la biota (Arenas-Ibarra, Blettler, y Espínola 2010; Arenas-Ibarra y Souza-Filho 2010). El concepto *pivotal* para el paradigma de la conectividad, el concepto del río continuo (Vannote et al. 1980) predice una gradiente de condiciones físicas incorporadas al cambio de orden desde la cabecera a la desembocadura como estructurador del cambio del ensamble bentónico en cuanto a sus grupos funcionales.

El caudal y otras variables físicas son reconocidas como determinantes para el cambio en los ensamblajes bióticos y las condiciones hidráulicas (Statzner y Higler 1985, 1986). Así, no es posible entender la ecología del sistema fluvial sin considerar el componente hidrológico, hidráulico y geomorfológico (Blettler, Amsler, y Ezcurra de Drago 2012; Hauer y Lamberti 2011; Minshall 1988; Takeda et al. 2001; Thorp, Thoms, y Delong 2008).

En cuanto al componente limnológico fisicoquímico, este funciona dentro del esquema Odumniano de factores, variables estado y variables (Odum 1982). Así, la variación de las variables limnológicas es consecuencia del cambio en un factor (estacionalidad climática con incremento de lluvias) que a su vez cambia una variable estado (caudal) y este modula los cambios en las variables limnológicas fisicoquímicas (Neiff 1990; Ríos-Touma et al. 2011).

Sobre la ecología de comunidades y la ecología fluvial

La ecología de comunidades es el estudio de patrones en la diversidad, abundancia, y composición de especies, y de los procesos subyacentes estos patrones (Vellend 2016; Verhoef y Morin 2009) (Vellend, 2016). La ecología de comunidades responde la pregunta: ¿Qué nivel de diversidad de especies y qué patrones de composición de especies deberíamos esperar ver si las interacciones entre especies afectan fuertemente la estructura de la comunidad? (Morin 2011).

El estudio de los cambios en las comunidades o ensambles biológicos en los ríos está condicionado por la alternancia de estados del sistema. Así, los ríos funcionan como ecosistemas de nivel de agua fluctuante o sistemas de estabilidad pulsátil (Bonetto 1976; Odum 1969; Rzóska 2013). Esta alternancia de estados se incorpora a la ecología de comunidades (con ayuda de la ecología de ecosistemas) por medio de la hipótesis de disturbio intermediario (Connell 1978) que predice que a niveles intermediarios de perturbación la diversidad se maximiza, y de los conceptos de perturbación y disturbio (Pickett, Pickett, y White 1985). Desde esta perspectiva los ríos y sus comunidades biológicas pasan por estados diferentes en función de la perturbación producida por el incremento del caudal, la cual está asociada a estados de compensación o de sucesión secundaria que ocurren con posterioridad a la época de caudales altos condicionando la diversidad, abundancia y estructura de las comunidades biológicas (Dale et al. 1998; Horn 1985; Jentsch y White 2019; Neiff 1990; Rosenzweig 1995; Willig y Presley 2018)

Sobre la ecología de zoobentos fluvial.

El zoobentos está constituido por macroinvertebrados bentónicos asociados al sedimento, estando formado principalmente por larvas y estadíos tempranos de insectos, colémbolos, oligochaeta y moluscos principalmente (Thorp, Rogers, y Covich 2015). Desde los primeros años del siglo pasado los ecólogos acuáticos percibieron que las diferentes estrategias de vida de las especies de macroinvertebrados bentónicos podían ser utilizados como una herramienta útil de bioindicación. Nace así el sistema saprobio: el procedimiento para recoger y reconocer la presencia de ciertos taxones y la restricción de otros en función del grado de contaminación orgánica (Cairns y Pratt 1993). El uso los macroinvertebrados para medir la integridad ecológica, entendida como las condiciones del ambiente que permiten el desarrollo de la biota (Karr 1999) se ha extendido como práctica regular desde mediados del siglo pasado, siendo una herramienta complementaria a la medida de la calidad de agua (Alba Tercedor et al. 2005; Barbour et al. 1999; Roldán-Pérez 2016).

Por otro lado, las diferentes estrategias de vida de los macroinvertebrados y su distribución y abundancia en función del tipo de alimento (materia orgánica) provisto por la cuenca, llevó al estudio detallado del grupo como descomponedores de la materia orgánica, estudiándose bajo el concepto de grupos funcionales (Cummins y Lauff 1969; Minshall 1988). De especial interés es el papel de este grupo de organismos en la degradación de la materia orgánica a lo largo del corredor fluvial (Newbold et al. 1982). Desde la perspectiva de ecología teórica, el zoobentos fue el modelo ideal para probar las hipótesis relacionadas a la conectividad, el rol del disturbio y perturbación en la estructura de la comunidad y la dinámica cambiante del mosaico de condiciones físicas en los sistemas fluviales (Pickett et al. 1985; Pringle et al. 1988; Vannote et al. 1980). En la actualidad el grupo es utilizado para evaluar tanto alteraciones hidrológicas como la influencia de la limnología fisicoquímica sobre la estructura del ensamble (Arenas-Ibarra et al. 2012; Encalada et al. 2019; Ramírez y Gutiérrez-Fonseca 2014; Romero et al. 2021)

ANTECEDENTES.

El estudio de invertebrados de agua dulce en el Perú ha seguido una larga tradición taxonómica e hidrobiológica. Podemos citar el viaje a la América Meridional d Alcides D'Orbigny, (1826-1833) en el cual describe a *Heleobia cumingii* (Caenogastropoda: Cochliopidae) (d'Orbigny 1945). La expedición Catherwood (1955) realizó un vasto estudio limnológico y taxonómico incluyendo la fauna de macroinvertebrados de agua dulce de la Amazonía y región andina, incluyendo estudios sobre lepidópteros, megalópteros, dípteros, tricópteros entre otros grupos (Patrick 2007; Roback 2007a, 2007c, 2007b; Roback et al. 1980; Selwyn S. Roback 1966; Selwyn S. Roback 1966). Illies (1963), describe plecópteros sudamericanos, incluyendo biota del Perú.

Los primeros estudios ecológicos que relacionaban la biota al medio físico en el Perú fueron realizados por Illies (1958, 1958, 1961, 1963, 1964) e Illies y Botosaneanu (1963). Estos estudios fueron aportes significativos para la consolidación del paradigma fluvial dominante

de la época, el paradigma de la zonación ecológica. En estos estudios los autores describían zonas discretas de los ríos caracterizándolas por su biota residente. Es de destacar que uno de los principales sustentos de los autores vino de estudios en el río Huallaga desde sus nacientes hasta Tingo María (Illies 1964; Illies y Botosaneanu 1963). También es de destacar el estudio de (Vivar et al. 1996a) en Los Pantanos de Villa, relacionando la abundancia de los moluscos de agua dulce con la limnología fisicoquímica, en el marco de los estudios de malacología médica de los autores (Larrea et al. 1990; Vivar et al. 1996b; Vivar y Larrea 1991).

En los años 80-90 se establece el concepto de integridad biótica mediante el índice IBI (biotic integrity index), definida como “la capacidad de sustentar y mantener una comunidad de organismos equilibrada, integrada y adaptable, con una composición de especies, una diversidad y una organización funcional comparables a las del hábitat natural de la región” (Karr 1981; Karr et al. 1986). Este método es la primera aplicación del concepto multimétrico para evaluar las condiciones biológicas de los sistemas acuáticos (Ruaro y Gubiani 2013). En su versión original utilizaba 12 métricas relacionadas con la riqueza y composición de especies, el número y abundancia de especies indicadoras, la organización y función trófica, el comportamiento reproductivo, la abundancia de peces y el estado de los peces individuales. (Karr 1981, 1996, 1999; Ruaro y Gubiani 2013). La integridad biótica y los índices multimétricos tuvieron rápido desarrollo en otras latitudes desarrollándose el índice BMWP y un protocolo estandarizado para evaluaciones rápidas (Alba Tercedor et al. 2005; Barbour et al. 1999; Cairns Jr y Pratt 1993; Paisley, Trigg, y Walley 2014; Prat et al. 2009). En el Perú, se desarrollaron los índices SERA y ABI para evaluar la condición ecológica de los ríos andinos (Acosta et al. 2009; Rios-Touma et al. 2014)

De manera general si bien hay grandes contribuciones al estudio de la biota de agua dulce de ríos (Acosta et al. 2009; García Ríos 2016; Ortega et al. 2011, 2013), los estudios en macroinvertebrados bentónicos en el Perú se focalizan en humedales (Castillo Velásquez

2018; Castillo-Velásquez y Huamantínco-Araujo 2020; Iannacone et al. 2013; Iannacone, Mansilla, y Ventura 2003; Vizcardo y Gil-Kodaka 2015).

En la región andina, como respuesta a la percepción del deterioro de la calidad de las aguas de los ríos por la actividad minera (muchas veces justificada, ver Mercado-García et al. 2019), la mayor parte de estudios se han enfocado en la utilización de índices bióticos para determinar el estado de los ambientes acuáticos (Alcántara García y Huaman Villegas 2020; Arana Maestre et al. 2021; Medina Tafur 2007; Mercado-García et al. 2019; Núñez- Bustamante et al. 2021; Paredes, Iannacone, y Alvarino 2004; Vilca-Carhuapoma 2022). Es de destacar que el espectro de condiciones limnológicas, geomorfológicas, hidrológicas e hidráulicas en la mayor parte de estos trabajos y la caracterización apropiada y cuantitativa de la temporalidad del régimen de caudales es más bien limitada, no obstante haberse demostrado la influencia marcante de este como factor estructurador de la biota en ríos (Statzner y Higler 1986) y en particular en ríos andinos (Encalada et al. 2019; Ríos-Touma et al. 2011; Tonkin et al. 2017)

HIPÓTESIS.

La variabilidad temporal, en épocas de creciente y bajante, de la estructura del ensamble zoobentónico está influenciada por el patrón de cambio de las variables hidrológicas, hidráulicas, geomorfológicas y limnológicas fisicoquímicas en dichos períodos.

MATERIALES Y MÉTODOS.

Descripción del área de estudio

El patrón de canal del tramo estudiado de la quebrada Chacacoma, es de tipo A según la clasificación de (Rosgen 1998), con pendiente entre 4-10%, predominando la unidad hidromorfológica step-pool. El sedimento es de tipo grueso, constituido por grava, arena gruesa y cantos rodados. Sin embargo, puede también presentar material fino, por el drenaje

desde bofedales, y procesos erosivos en la cuenca debido al aumento de caudal y ensanchamiento del cauce en la creciente (Figura 1)



Figura 1. Quebrada Chachacoma. Cajamarca, Perú

Lugar de ejecución.

El análisis de muestra se realizó en las instalaciones de la empresa Terra Aqua Perú por parte del tesista. Terra Aqua Perú cedió sus registros de datos bióticos y abióticos para la realización

de la presente tesis. El colector de los datos de campo fue el autor de la presente tesis. El análisis de datos se realizó en el local de la empresa Terra Aqua Perú SAC, Jr. Vista Alegre, Mz. A30, Lt. 13, Sagitario, Surco, Lima. El procesamiento y análisis de datos se llevó a cabo en las mismas instalaciones.

Tipo y diseño de investigación.

El tipo de investigación tiene componentes explicativos y cuantitativos. El análisis de las variaciones temporales de las variables hidrológicas, hidráulicas, geomorfológicas y limnológicas fisicoquímicas y las variables se realizó en el marco de una investigación explicativa, diferenciando dos períodos de muestreo setiembre 2020 (bajante, T1) y febrero 2021 (creciente, T2). También tiene un componente cuantitativo, toda vez que se utilizaron variables bióticas y abióticas caudal, ancho, de cauce, velocidad de corriente, profundidad, granulometría, pH, oxígeno disuelto, temperatura, sólidos en suspensión, sólidos totales disueltos, conductividad, turbidez, riqueza, diversidad de Shannon-Wiener, diversidad de Giny-Simpson, abundancia y estructura del ensamble, evaluándose su cambio mediante gráficas de tendencia y ANOVA de modelos nulos teniendo como factor de variación los períodos de muestreo (bajante y creciente).

Diseño de investigación.

Se utilizó un diseño transversal causal en el que se analizaron diversas variables teniendo como factor de variación la temporalidad del régimen. Así, el muestreo se dividió en temporada de bajante (T1, setiembre 2020) y temporada de creciente (T2, febrero 2021). Dentro de estos dos períodos de muestreo se analizaron variables abióticas y bióticas y su variación temporal.

Variables

Se tomaron variables hidrológicas, hidráulicas, geomorfológicas de limnología fisicoquímica y bióticas (Tabla 1).

Variable	Indicador	Escala de medida	Instrumento	Categorización de la variable
Caudal	Cambios en caudales entre puntos de muestreo y temporadas	m ³ /s	Correntómetro	Cuantitativa
Ancho de cauce	Cambios en ancho de cauce entre puntos de muestreo y temporadas	m	Distanciómetro digital	Cuantitativa
Velocidad de corriente	Cambios en velocidad de corriente entre puntos de muestreo y temporadas	m/s	Correntómetro	Cuantitativa
Profundidad	Cambios en profundidad del cauce entre puntos de muestreo y temporadas	m	Varilla de profundidad	Cuantitativa
Granulometría	Cambios en porcentaje de cada fracción granulométrica entre puntos de muestreo y temporadas.	Porcentaje	Tamiz	Semicuantitativa
pH.	Cambios en pH entre puntos de muestreo y temporadas	Adimensional	Potenciómetro digital	Cuantitativa
Oxígeno disuelto.	Cambios en concentración de oxígeno disuelto entre puntos de muestreo y temporadas	mg/l	Oxímetro digital	Cuantitativa
Temperatura.	Cambios en temperatura entre puntos de muestreo y temporadas	°C	Termómetro digital	Cuantitativa
Sólidos en suspensión.	Cambios en concentración de sólidos en suspensión entre puntos de muestreo y temporadas	mg/l	Fotocolorímetro	Cuantitativa
Sólidos totales disueltos	Cambios en concentración de sólidos totales disueltos entre puntos de muestreo y temporadas	mg/l	Fotocolorímetro	Cuantitativa
Conductividad.	Cambios en conductividad entre puntos de muestreo y temporadas	μ Siemens/cm ²	Conductivímetro	Cuantitativa
Turbidez	Cambios en turbidez entre puntos de muestreo y temporadas	NTU	Turbidímetro	Cuantitativa

Riqueza	Cambios en el número de especies entre temporadas	Número de especímenes	Red Surber/Programa Excel	Cuantitativa
Riqueza	Cambios en el número de especies entre temporadas	Número de especímenes	Red Surber/Programa Inext	Cuantitativa
Diversidad de Shannon-Wiener (diversidad entrópica)	Cambios en la diversidad entre temporadas	Nats	Red Surber/Programa R, rutina Vegan	Cuantitativa
Diversidad de Simpson (1-D) (diversidad entrópica)	Cambios en la diversidad entre temporadas	Proporción (0-1)	Red Surber/Programa R, rutina Vegan	Cuantitativa
Diversidad de Shannon-Wiener (diversidad real)	Cambios en la diversidad entre temporadas	Número de efectivo de especies.	Red Surber/Programa Inext	Cuantitativa
Diversidad de Giny-Simpson (diversidad real)	Cambios en la diversidad entre temporadas	Número efectivo de especies dominantes.	Red Surber/Programa Inext	Cuantitativa
Dominancia (índice de Simpson D)	Cambios en la dominancia de especies entre temporadas	Proporción (0-1)	Red Surber/Programa R, rutina Vegan	Cuantitativa
Abundancia	Cambios en el número total de especímenes por temporada	Números de especímenes	Red Surber/Excel	Cuantitativa
Densidad	Cambios en el número total de especímenes por unidad de área por temporada	Números de especímenes	Red Surber/Excel	Cuantitativa
Equidad de Pielou	Cambios en la abundancia relativa de especies	Proporción (0-1)	Red Surber/Programa R, rutina Vegan	Cuantitativa
Evenness (Equidad)	Cambios en la abundancia relativa de especies	Proporción (0-1)	Red Surber/Programa R, rutina Vegan	Cuantitativa
Ejes significativos Análisis de componentes principales (ACP)	Cambios en los ejes significativos del ACP	Adimensional	Programa R, rutina Vegan	Cuantitativa
Estructura del ensamble	Cambios en los ejes significativos del NMDS	Adimensional	Programa R, rutina Vegan	Cuantitativa
Estadístico Procrustes: SS (m12)	p<0.05	Adimensional	Programa R, rutina Vegan	Cuantitativa probabilística

Tabla 1. Variable abióticas y bióticas medidas.

Procedimiento y análisis de datos.

Diseño de muestreo.

Se seleccionó un tramo en la quebrada Chachacoma tomándose 10 unidades hidromorfológicas (UHM), clasificadas según Bisson, Montgomery, y Buffington (2006); Dolloff, Jennings, y Owen (1997) y Parasiewicz et al. (2009). Dentro de cada unidad hidromorfológica se estableció una sección hidráulica para medir los parámetros hidrológicos e hidráulicos y se tomaron los parámetros limnológicos fisicoquímicos y geomorfológicos. Se colectaron dos muestras de invertebrados bentónicos, constituyendo dos réplicas por UHM. El muestreo se llevó a cabo en dos períodos hidrológicos: setiembre de 2020 (T1, bajante y febrero de 2021 (T2, creciente).

Metodología.

Variables abióticas.

El pH, conductividad, sólidos disueltos totales, oxígeno disuelto y temperatura se midieron con multiparámetro digital Bante 900. La turbidez se midió con turbidímetro digital Lutron TU 2016. Los sólidos en suspensión se midieron con fotocolorímetro digital Hach DR900. Se siguió los procedimientos de muestreo de aguas superficiales establecidos en Baird et al. (2017) ANA (2016), Barbour et al. (1999) y Meador (1993) en cuanto aplicable. La granulometría se determinó con el procedimiento semicuantitativo de granulometría en mojado (Suguio 2003). En cada UHM se estableció una sección hidráulica donde se midió la velocidad de corriente y profundidad a cada 50 cm. La velocidad se midió utilizando un correntómetro JDC de 0.01 e resolución y la profundidad con una regla graduada. La distancia del ancho de cauce mojado se midió con distanciómetro Leica Disto D5 de 0.001 cm de resolución. La medición de caudal se realizó siguiendo los procedimientos recomendados por ANA (2016), Herschy (2008), Meals y Dressing (2008), Barbour et al. (1999) y Meador (1993) en cuanto aplicable. Todos los parámetros se determinaron *in situ*.

Variables bióticas.

Se colectaron muestras de macroinvertebrados bentónicos con una red Surber de 30*30 cm de área y 250 μm de diámetro de malla. Se tomaron dos réplicas en cada una UHM, procurando que las mismas sean tomadas en diferentes microhábitat en cuanto al tipo de sedimento, velocidad de corriente y profundidad. Las muestras se fijaron en alcohol al 70%. Posteriormente, se realizó el tamizado de las muestras en el laboratorio con malla de 250 μm . Se siguió el procedimiento establecido por Barbour et al. (1999) y Samanez Valer et al. (2014). Las muestras de zoobentos se procesaron con microscopio estereoscópico de 20 x (Alba Tercedor et al. 2005; Barbour et al. 1999; Samanez Valer et al. 2014; Sostoa et al. 2005). Se determinó las morfoespecies usando claves especializadas (Archangelsky, Román, y Manzo 2016; Domínguez y Fernández 2009; Heckman 2002, 2003, 2008, 2011, 2011, 2017; Manzo 2005; Manzo y Archangelsky 2008)

Análisis de datos.

Con los datos limnológicos fisicoquímicos, hidrológicos, granulométricas e hidráulicas se construyó una matriz de los valores de cada parámetro por punto de muestreo y temporada. La matriz fue analizada mediante análisis de componentes principales para reducir su dimensionalidad y establecer los gradientes de variación. Se utilizó el paquete Vegan (Oksanen et al. 2018) del software R (R Foundation for Statistical Computing 2018). Los escores de los ejes retenidos serán analizados mediante permanova factorial, teniendo como factores de variación las temporadas (Anderson 2017).

Con los datos del ensamble de invertebrados bentónicos se construyó una matriz de los valores de cada morfoespecie registrada por estación de muestreo por cada temporada de colecta. Con estos datos se calcularon la riqueza y abundancia por UHM y se calcularon los índices comunitarios de diversidad e Shannon Wiener, Diversidad de Simpson, Equidad de Pielou, Evenness y Dominancia de Simpson, siguiendo las fórmulas propuestas por Magurran (2013). Se utilizó el enfoque de *true diversity* (Jost 2006) calculándose el número efectivo de especies para

estimar los números de Hill de orden q : riqueza de especies ($q = 0$), Diversidad de Shannon ($q = 1$, el exponencial de la entropía de Shannon) y diversidad de Simpson ($q = 2$, la inversa de la concentración de Simpson), mediante extrapolación en R con el paquete Inext (Hsieh, Ma, y Chao 2016). Se compararon las curvas de extrapolación de ambas temporadas. Se redujo la dimensionalidad de la matriz biótica mediante Ordenación de Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Se utilizó el paquete Vegan (Oksanen et al. 2018) del software R (R Foundation for Statistical Computing 2018) para la ordenación. Los scores de los ejes retenidos fueron analizados mediante permanova factorial, teniendo como factores de variación las temporadas (Anderson 2017).

Para evaluar la relación entre las variables ambientales y el ensamble de invertebrados bentónicos, se utilizará un análisis procrusteano de aleatorización (Peres-Neto y Jackson 2001) con los coeficientes de los ejes significativos del análisis de componentes principales y del NMDS. La prueba compara las matrices mediante un algoritmo rotacional de ajuste que minimiza la suma de cuadrados de los residuos entre las dos matrices. Los residuos entre los valores originales y la mejor solución encontrada se calculan para cada observación, identificando los puntos discordantes. El m^2 resultante describe el grado de concordancia entre las dos matrices. Para comprobar la significación del m^2 se realizó una prueba no paramétrica con 1000 aleatorizaciones.

Aspecto ético (consentimiento informado)

Se utilizaron datos colectados por la empresa Terra Aqua Perú SAC, quienes cedieron sus datos bióticos y abióticos para la realización de la presente tesis. El colector de los datos de campo fue el autor de la presente tesis.

RESULTADOS.

En el tramo en estudio predominaron las Unidades Hidromorfológicas (UHM) de tipo Cascada pool, con declividad pronunciada y poca velocidad de flujo y de poca profundidad. (Tabla 2).

La conformación hidromorfológica no cambió de T1 a T2.

UHM	Tipo de UHM T1	Tipo UHM T2
UHM 1	Cascada pool	Cascada pool
UHM 2	Cascada pool	Cascada pool
UHM 3	Riffle step	Riffle step
UHM 4	Ruffle	Ruffle
UHM 5	Riffle step	Riffle step
UHM 7	Cascada pool-poza	Cascada pool-poza
UHM 7	Cascada pool-poza	Cascada pool-poza
UHM 8	Cascada pool	Cascada pool
UHM 9	Cascada pool	Cascada pool
UHM10	Cascada pool	Cascada pool

Tabla 2. Tipos de unidades Hidromorfológicas en la quebrada Chachacoma en T1 y T2.

Se encontraron 32 morfoespecies de invertebrados bentónicos en T1, disminuyendo el registro a 27 especies en T2 (Figura 2 A). Respecto a la abundancia total, se observó disminución de esta desde T1 (7186.00) a T2 (3899.00). La abundancia promedio por UHM fue de 718.6 organismos en T1 y 389.9 organismos en T2 (Figura 2 B). En cuanto a la densidad promedio por UHM, se observó disminución en T2 respecto a T1 (Figura 3 A). Así, la densidad promedio fue de 3992.22 ind/m² en T1 y 2166.11 ind/m² en T2 (Figura 3B).



Figura 2. Riqueza (A) y Abundancia total (B) de invertebrados bentónicos en la quebrada Chachacoma en T1 y T2

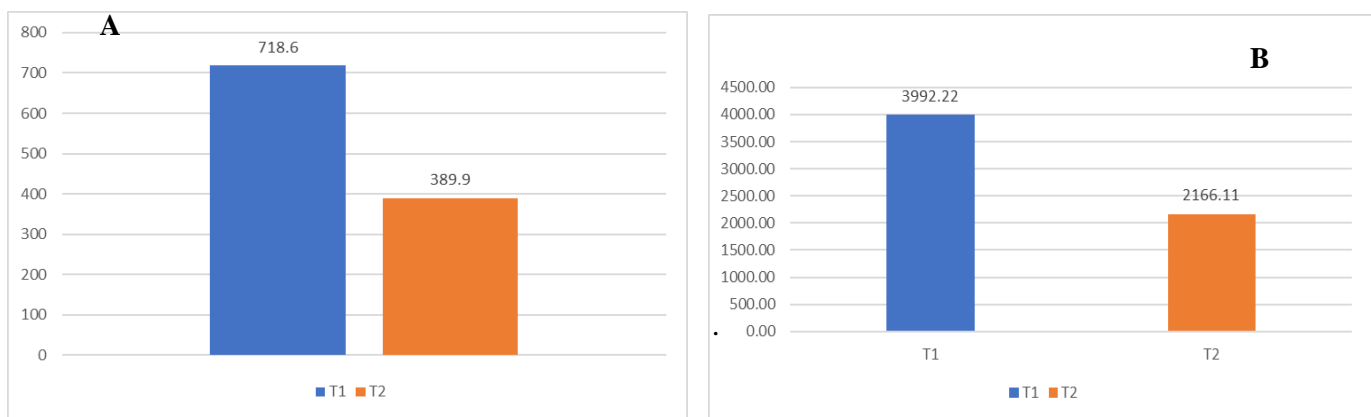


Figura 3. Abundancia promedio (A) y densidad promedio (B) de morfoespecies de invertebrados bentónicos en la quebrada Chachacoma en T1 y T2.

Una revisión más detallada a la estructura de la comunidad nos muestra que las familias más abundantes en T1 fueron Chironomidae (3047 especímenes), Elmidae (1001 especímenes) y Hyallellidae (729 especímenes) (Figura 4 A). En T2 la abundancia de las familias disminuyó ostensiblemente. Así, las familias más abundantes fueron Chironomidae (1506 especímenes) y Elmidae (1093 especímenes) (Figura 4 B). En cuanto a la distribución por UHM, en T1 la abundancia estuvo concentrada en las UHM 4, 5 (cascada pool), 6 (ruffle) y 7 (cascada step) (Figura 4 C). Los grupos más abundantes y dominantes en todas las UHM fueron Chironomidae y Elmidae. Hyallellidae fue abundante en las UHM 5 (cascada pool) y 6 (ruffle). En T2 La abundancia por UHM disminuyó notoriamente (Figura 4 D). Chironomidae y

Elmidae fueron las familias más abundantes en todas las UHM. (Figura 4 D). Respecto a las morfoespecies, las más abundantes en T1 fueron *Austrelmis* (1876 especímenes, 26%), Chironominae (1835 especímenes, 26%), Orthocladinae (975 especímenes, 14%) y *Hyallega* (729 especímenes, 8%) (Figura 5 A y C). En T2 decrece la abundancia, siendo Chironominae (1051 especímenes, 27%), *Austrelmis* (903 especímenes, 23%) y Tanypodinae (648 especímenes, 32%) las morfoespecies más abundantes (Figura 5 B y D).

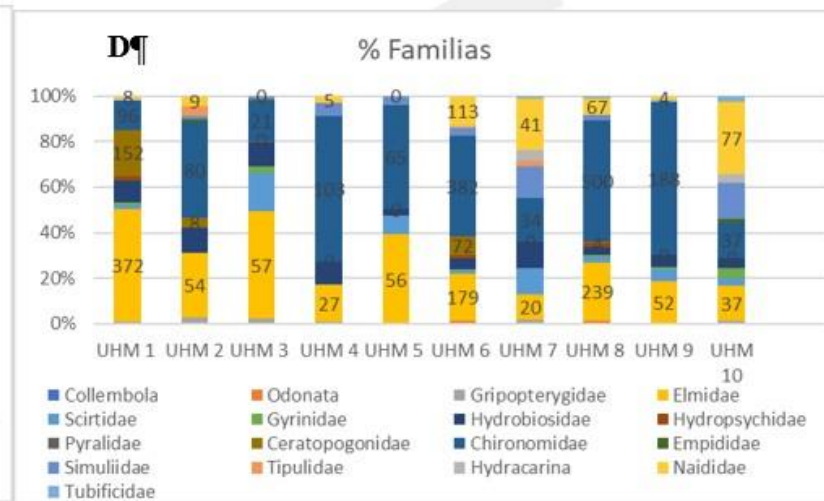
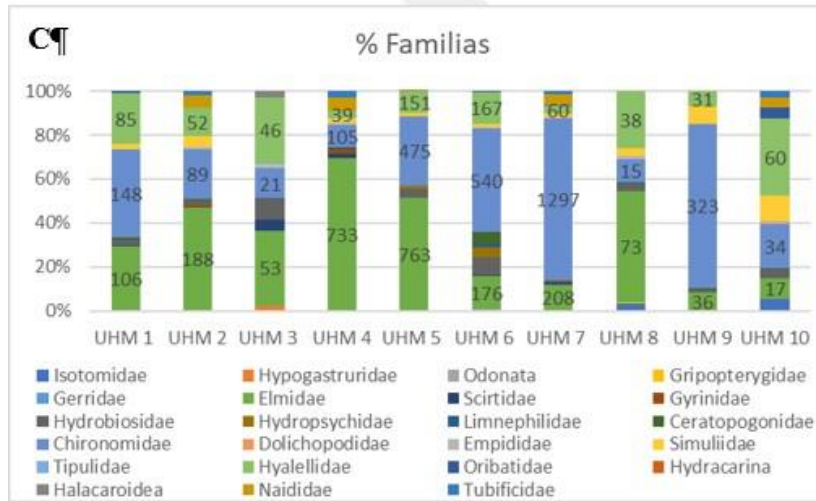
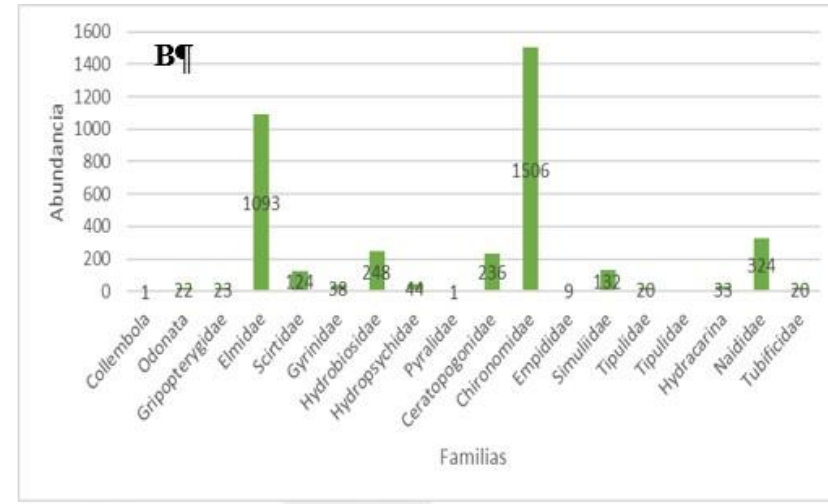
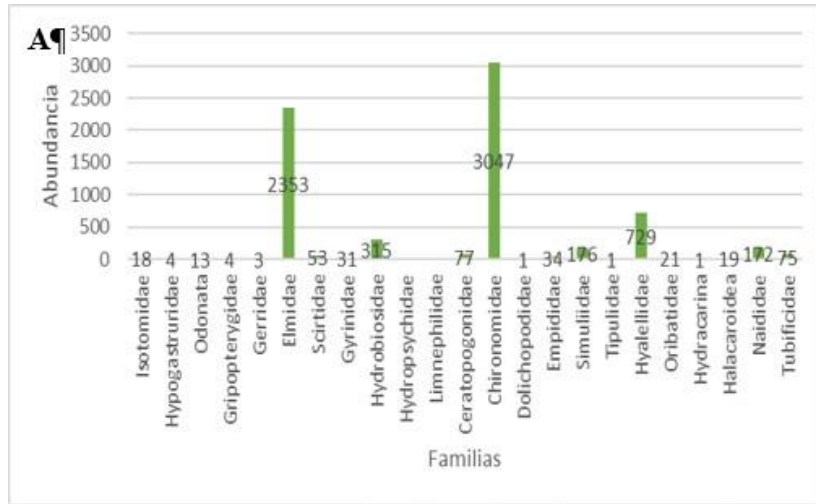


Figura 4. Abundancia en T1(A), T2 (B) y contribución porcentual en T1 (C) y T2 (D) de familias de invertebrados bentónicos en la quebrada Chachacoma

Con relación a la abundancia de morfoespecies por UHM, en T1 ésta estuvo fuertemente concentrada en las UHM 4, 5 (cascada pool), 6 (ruffle) y 7 (cascada step) (Figura 6 A). Los grupos más abundantes y dominantes en prácticamente todas las UHM, fueron Elmidae y Chironominae. Orthocladinae tuvo abundancia importante en la UHM 6 (554 especímenes) y UHM 9 (169 especímenes, cascada pool). *Hyallela* fue abundante en las UHM 5 (151 especímenes, cascada pool) y 6 (167 especímenes, ruffle) (Figura 6 B). En T2 La abundancia por UHM disminuyó notoriamente y estuvo concentrada mayormente en la UHM1 (755 especímenes, cascada pool), UHM 6 y UHM 8 (cascada pool en ambos casos, 879 y 945 especímenes respectivamente) (Figura 6 C). Chironomidae y Elmidae fueron las familias más abundantes en prácticamente todas las UHM. Orthocladinae tuvo abundancia importante en la UHM 6 (125 especímenes, cascada pool) (Figura 6 D).

Con relación a la abundancia de morfoespecies por UHM, en T1 ésta estuvo fuertemente concentrada en las UHM 4, 5 (cascada pool), 6 (ruffle) y 7 (cascada step) (Figura 6 A). Los grupos más abundantes y dominantes en prácticamente todas las UHM, fueron Elmidae y Chironominae. Orthocladinae tuvo abundancia importante en la UHM 6 (554 especímenes) y UHM 9 (169 especímenes, cascada pool). *Hyallela* fue abundante en las UHM 5 (151 especímenes, cascada pool) y 6 (167 especímenes, ruffle) (Figura 6 B). En T2 La abundancia por UHM disminuyó notoriamente y estuvo concentrada mayormente en la UHM1 (755 especímenes, cascada pool), UHM 6 y UHM 8 (cascada pool en ambos casos, 879 y 945 especímenes respectivamente) (Figura 6 C). Chironomidae y Elmidae fueron las familias más abundantes en prácticamente todas las UHM. Orthocladinae tuvo abundancia importante en la UHM 6 (125 especímenes, cascada pool) (Figura 6 D)

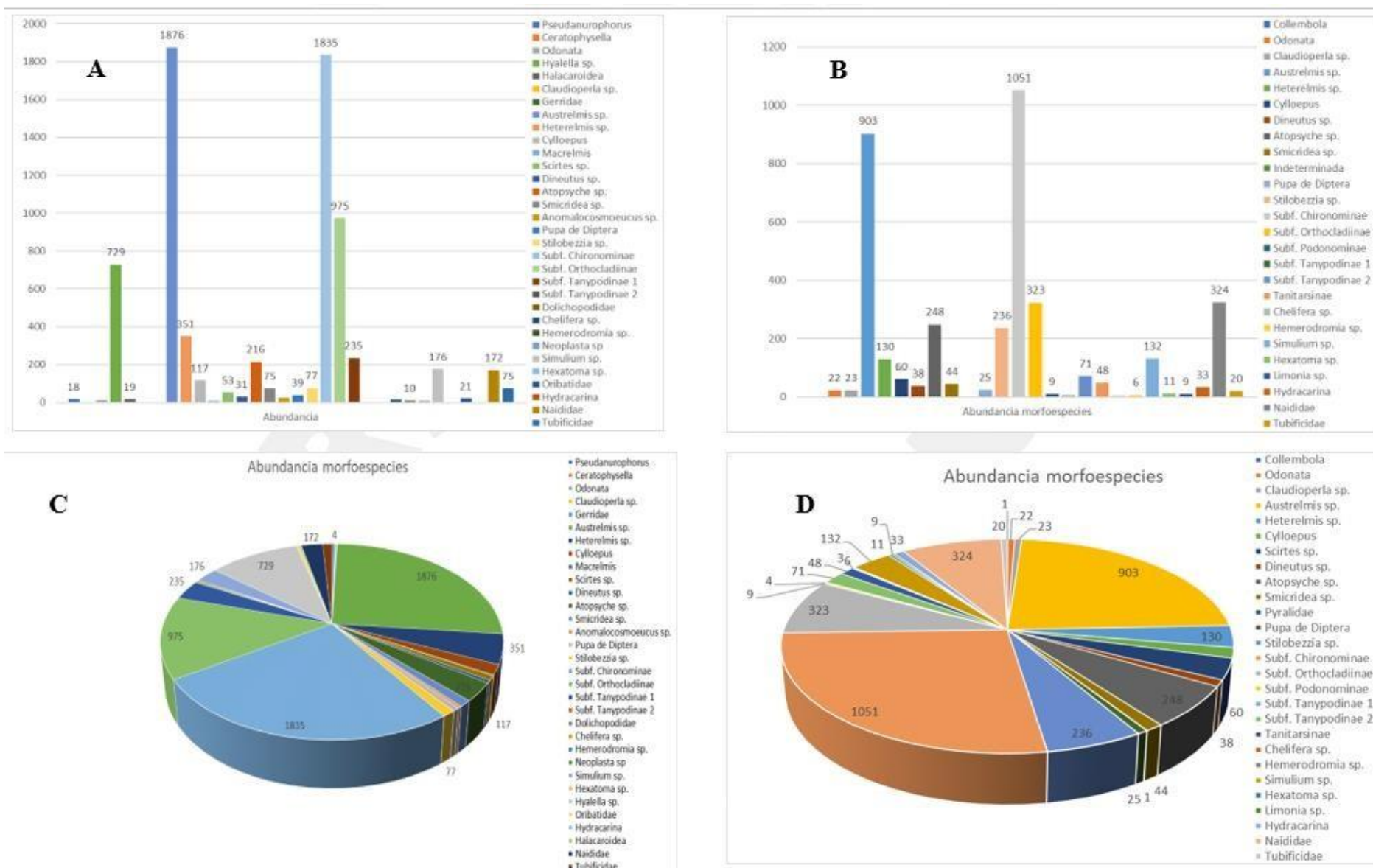


Figura 6. Abundancia en T1 (A, C) y T2 (B, D) de las morfoespecies de invertebrados bentónicos en la quebrada Chachacoma.

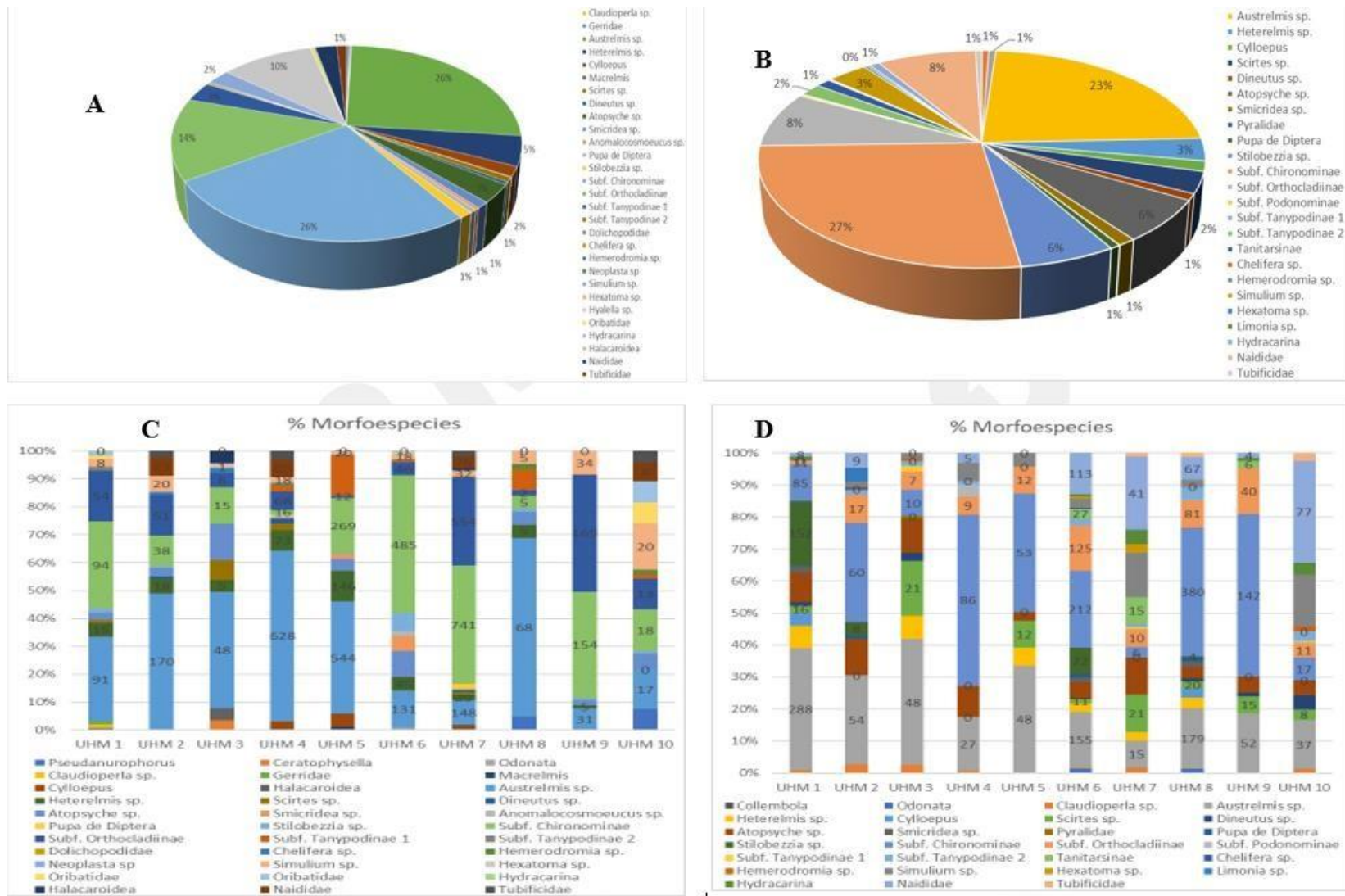


Figura 7. Contribución porcentual a la abundancia en T1 (A) y T2 (B) y abundancia por UHM en T1 (C) y T2 (D) de las morfoespecies de invertebrados bentónicos en la quebrada Chachacoma.

Respecto a la diversidad, se observó incremento de la diversidad (Shannon y Simpson) de T1 a T2 (0.83-2.18 y 0.85-2.31, respectivamente). Esto debido a la disminución de la dominancia e incremento de la equidad en T2 respecto de T1 (0.15-0.16 y 0.37, 0.70- 0.27, 0.62, respectivamente) (Figura 8).

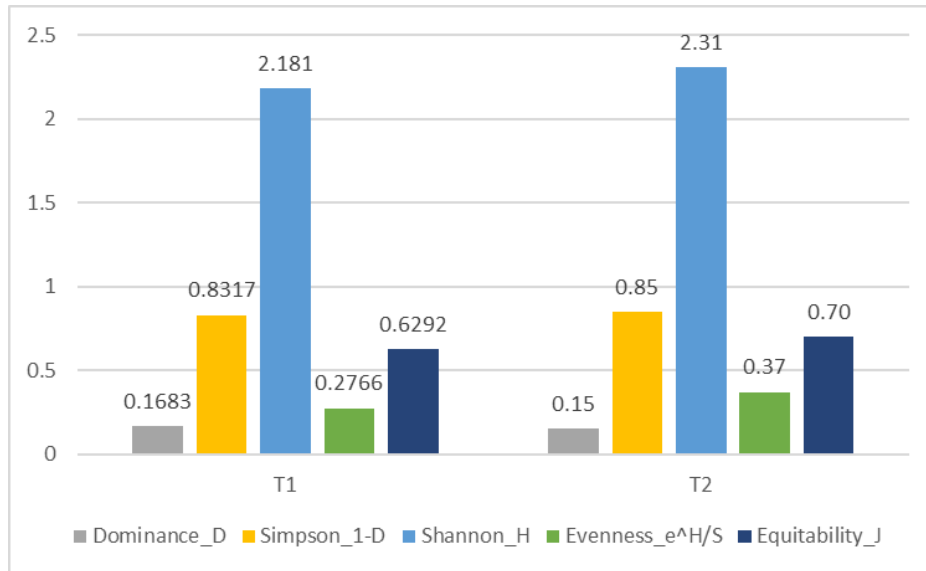


Figura 8. Diversidad, dominancia y equidad del ensamble de invertebrados bentónicos en la quebrada Chachacoma.

Respecto a la diversidad real, La diversidad de Shannon y de Simpson aumentaron de 2.18 nats y 0.83 (T1) a 2.31 nats y 0.85 (T2). La riqueza (q_0) disminuyó de 36 (T1) a 28 (T2) morfoespecies. La diversidad (q_1) varió entre 8.87 y 10.33 morfoespecies efectivas, mientras que q_2 , aumentó de 5.94 a 6.74 especies dominantes efectivas. En general T1 tuvo 1.3 veces más riqueza que T2, mientras que T2 fue 1.16 -1.13 veces más diversa que T1 según la diversidad real respecto a la diversidad entrópica (Figura 9).

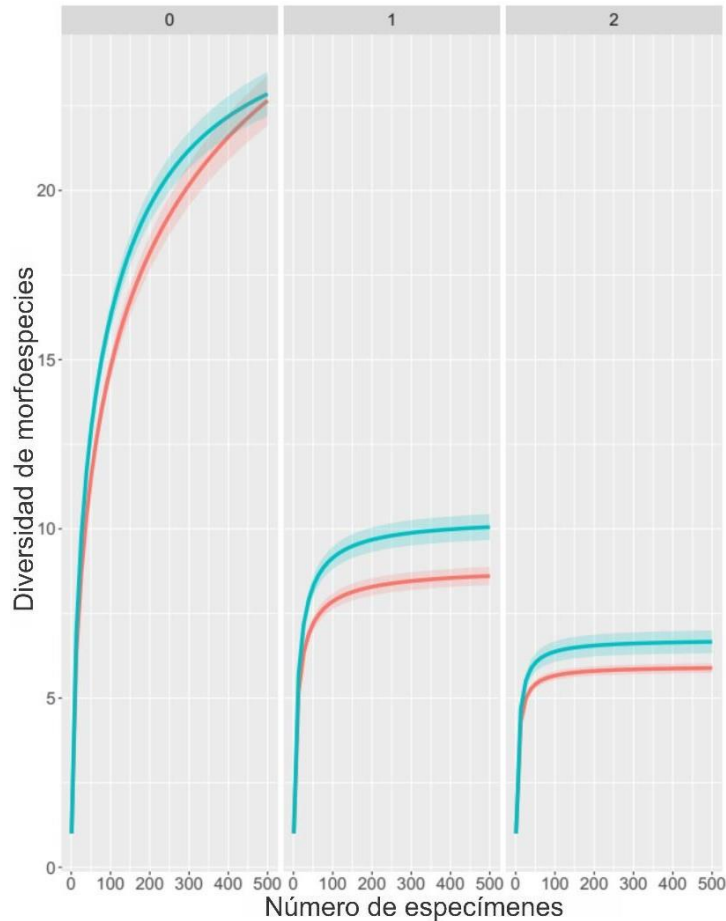


Figura 9. True diversity del ensamble de invertebrados bentónicos en la quebrada Chachacoma en T1 y T2. q_0 = riqueza, q_1 = diversidad de Shannon, q_2 : diversidad de Simpson

Respecto a la limnología fisicoquímica, en T1 se registraron bajos valores de turbidez y sólidos en suspensión (2-1 NTU y 6-1 mg/L, respectivamente) y también bajos valores de pH (3.8-3.7). (Tabla 3). Respecto a la granulometría, las partículas predominantes fueron canto rodado, grava y arena gruesa (Tabla 4). En T2 se incrementaron la turbidez y los sólidos en suspensión en tanto que la conductividad y el TDS disminuyeron (Tabla 4 y Figura 10). No hubo mayores cambios en el tenor granulométrico (Tabla 5).

En T1 la mayor velocidad y profundidad fueron de 1.37 m/s y 0.49 m respectivamente, mientras que la velocidad y profundidad promedio fueron 0.34 m/s y 0.19 m. respectivamente. En T2 la mayor velocidad y profundidad promedio observadas fueron 1.63 m/s y 0.59 m respectivamente, mientras que la velocidad y profundidad promedio fueron

0.52 m/s y 0.26 m y respectivamente. El caudal promedio calculado en T1 para este ambiente fue de 0.15 m³/s, aumentando a 0.39 m³/s en T2 (Figura 11).

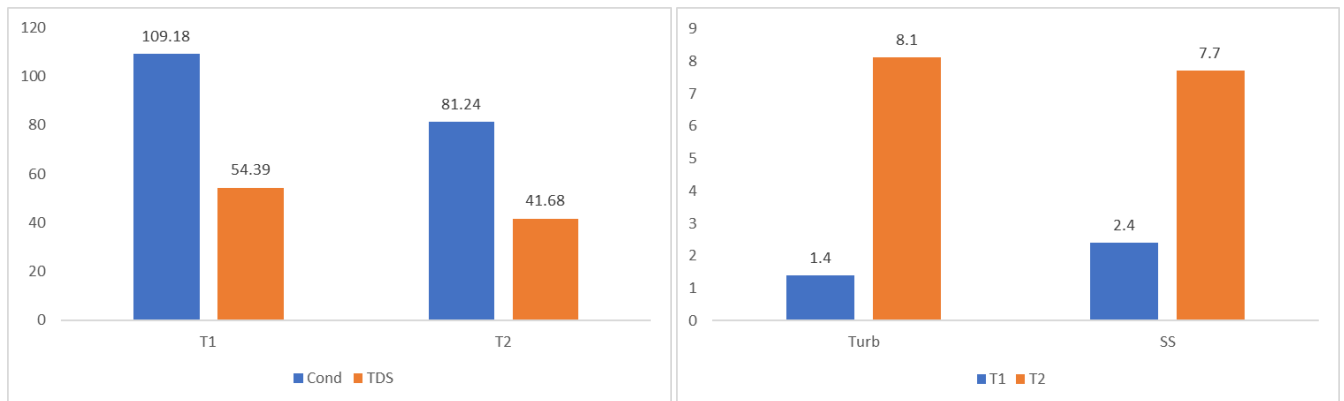


Figura 10. Variables limnológicas fisicoquímicas en la quebrada Chachacoma en T1 y T2
 Cond: Conductividad. TDS: Sólidos disueltos totales. Turb: Turbidez. SS: Sólidos totales disueltos.

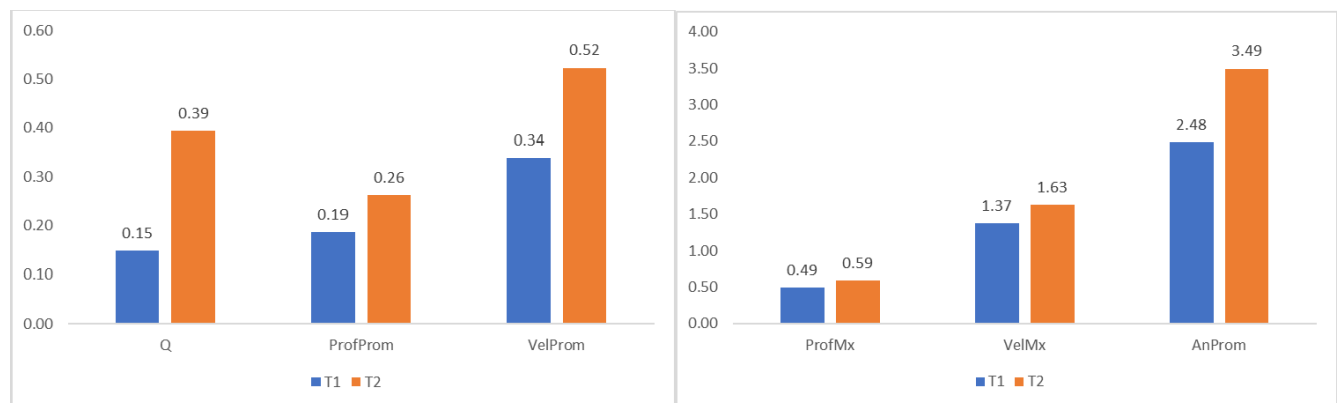


Figura 11. Variables hidrológicas e hidráulicas en la quebrada Chachacoma en T1 y T2. Q: Caudal. ProfProm: Profundidad promedio. VelProm: Velocidad promedio. ProfMx: profundidad máxima. VelMx: Velocidad máxima. AnProm: Ancho de cauce promedio.

El análisis de componentes principales (ACP) mostró separación clara de T1 y T2. Se retuvieron 3 ejes con variabilidad de 73%. En el eje 1 fueron retenidas el oxígeno disuelto, la conductividad, TDS y temperatura con correlación positiva y el caudal, la turbidez y los sólidos en suspensión con correlación negativa. En el eje 2 fueron retenidas con correlación positiva, la arena fina, limo y arcilla y en el eje 3 canto rodado con correlación negativa (Figura 11). El ANOVA mostró diferencias significativas entre las temporadas en el eje 1 (F:114.8, p<0.001, Figura 12).

	UHM 1	UHM 2	UHM 3	UHM 4	UHM 5	UHM 6	UHM 7	UHM 8	UHM 9	UHM 10
Limnología Físicoquímica	Cascada pool	Cascada pool	Riffle step	Ruffle	Riffle step	Cascada pool-poza	Cascada pool-poza	Cascada pool	Cascada pool	Cascada pool
Oxígeno Disuelto	7.7	7.6	7.7	7.4	7.6	7.2	7.1	7.4	7.6	7.3
% Saturación	85	85	85	78	84	82	81	83	84	81
Conductividad	112.4	108.5	109.4	109.1	108.4	108.7	108.8	108.6	108.5	109.4
TDS	55.4	54.1	53.8	54.5	54.3	54.4	54.4	54.1	54.3	54.6
Tº	14.1	14.2	14.1	14.1	14.3	14.3	15.1	15.1	15.2	15.6
pH	3.8	3.7	3.8	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7
Turbidez	1	1	2	1	1	3	2	1	1	1
SS	1	2	4	2	6	4	1	1	1	2

Tabla 3. Limnología físicoquímica en la quebrada Chachacoma en T1.

	UHM 1	UHM 2	UHM 3	UHM 4	UHM 5	UHM 6	UHM 7	UHM 8	UHM 9	UHM 10
Tenor granulométrico (%)	Cascada pool	Cascada pool	Riffle step	Ruffle	Riffle step	Cascada pool-poza	Cascada pool-poza	Cascada pool	Cascada pool	Cascada pool
Canto Rodado	0.4	0.25	0.35	0.5	0.35	0.45	0.5	0.35	0.45	0.5
Grava	0.2	0.4	0.15	0.15	0.15	0.15	0.15	0.25	0.2	0.12
Arena Gruesa	0.2	0.25	0.3	0.2	0.35	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2
Arena Media	0.1	0.06	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.06	0.1	0.1
Arena Fina	0.05	0.02	0.06	0.03	0.03	0.06	0.025	0.02	0.03	0.05
Limo	0.03	0.01	0.02	0.01	0.01	0.02	0.015	0.01	0.01	0.02
Arcilla	0.02	0.01	0.02	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01

Tabla 4. Tenor granulométrico en la quebrada Chachacoma en T1.

	UHM 1	UHM 2	UHM 3	UHM 4	UHM 5	UHM 6	UHM 7	UHM 8	UHM 9	UHM 10
Limnología Físicoquímica	Cascada pool	Cascada pool	Riffle step	Ruffle	Riffle step	Cascada pool-poza	Cascada pool-poza	Cascada pool	Cascada pool	Cascada pool
Oxígeno Disuelto	7.2	7.45	7.54	7	6.52	6.98	6.91	6.91	6.89	6.27
% Saturación	80	79.9	78.5	78.6	78.5	78.9	78.9	79.4	79.5	79
Conductividad	82.3	75.1	82.6	65.2	84	82.6	84.7	84.8	86.6	84.5
TDS	42.2	37.4	41.4	32.6	49.9	43.3	42.1	42.3	43.3	42.3
Tº	10.9	11.3	11.3	11.4	11.4	11.6	11.8	11.8	11.9	11.9
pH	3.9	3.7	3.8	3.8	3.5	3.8	3.8	3.8	3.8	3.8
Turbidez	19	11	10	3	4	4	15	8	3	4
SS	29	10	8	7	3	5	7	4	0	4

Tabla 5. Limnología físicoquímica en la quebrada Chachacoma en T2

	UHM 1	UHM 2	UHM 3	UHM 4	UHM 5	UHM 6	UHM 7	UHM 8	UHM 9	UHM 10
Tenor granulométrico (%)	Cascada pool	Cascada pool	Riffle step	Ruffle	Riffle step	Cascada pool-poza	Cascada pool-poza	Cascada pool	Cascada pool	Cascada pool
Canto Rodado	0.34	0.4	0.52	0.3	0.4	0.3	0.32	0.5	0.64	0.3
Grava	0.22	0.25	0.15	0.25	0.2	0.33	0.25	0.18	0.15	0.25
Arena Gruesa	0.3	0.25	0.2	0.34	0.22	0.27	0.32	0.22	0.15	0.3
Arena Media	0.08	0.05	0.06	0.06	0.09	0.05	0.05	0.06	0.03	0.08
Arena Fina	0.03	0.025	0.04	0.03	0.05	0.03	0.04	0.025	0.015	0.04
Limo	0.02	0.015	0.02	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Arcilla	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.005	0.005	0.02

Tabla 6. Tenor granulométrico en la quebrada Chachacoma en T2.

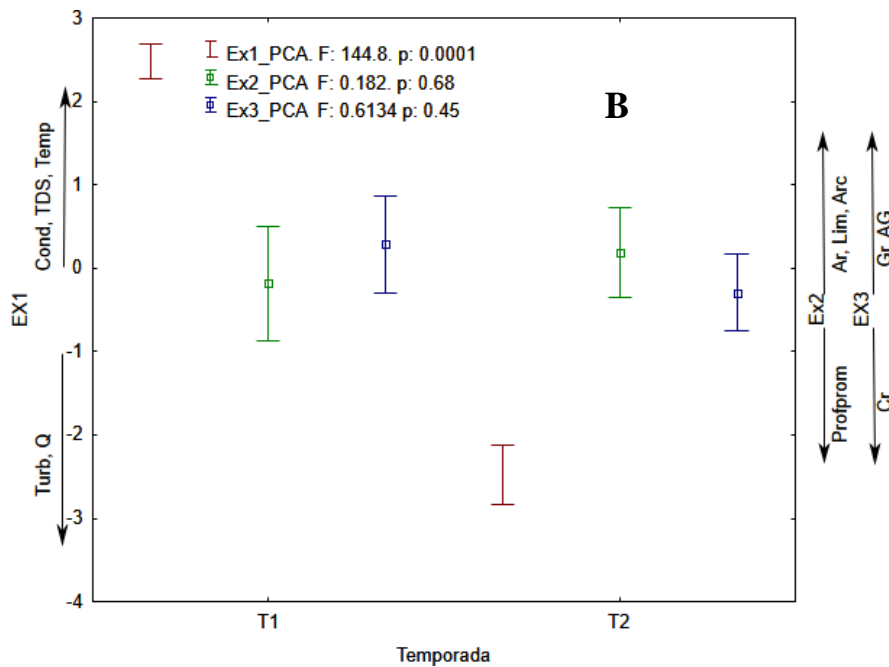
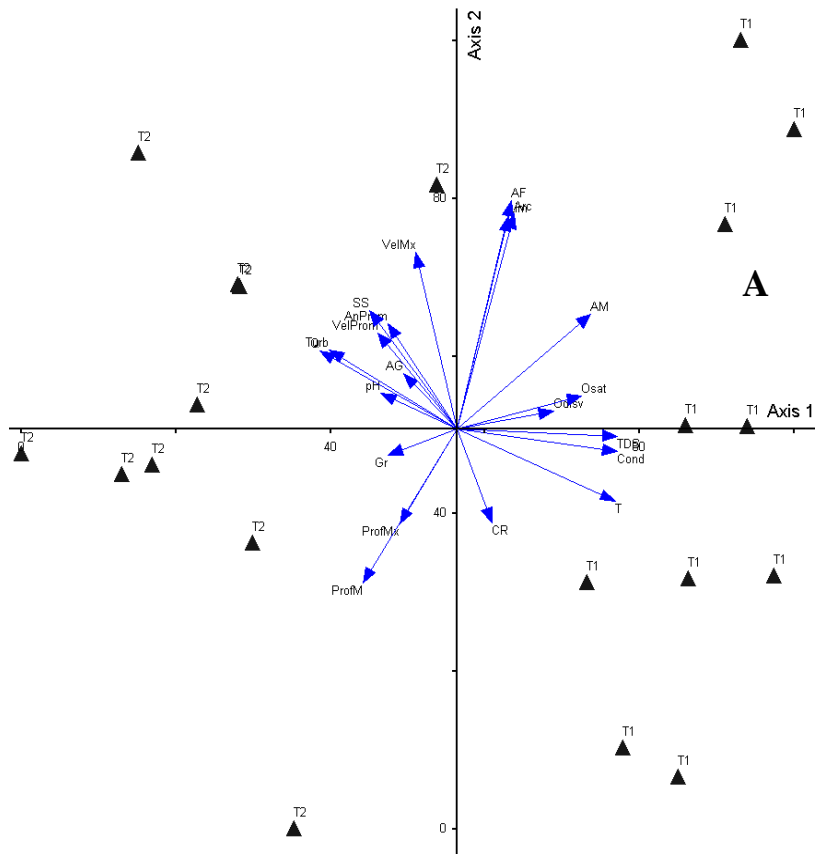


Figura 12. ACP(A) y ANOVA (B) de las variables limnológicas fisicoquímicas, hidrológicas, geomorfológicas e hidráulicas en la quebrada Chachacoma en T1 y T2.

Respecto a la ordenación NMDS (Solución 3D Stress= 0.13), se observó una separación clara del ensamble entre T1 y T2. Se encontró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre T1 y T2 en los ejes 1 y 2. (F:3.45, $p < 0.04$ y F: 13.68, $p < 0.01$, respectivamente, Figuras 13 y 14). El análisis Procrustes (SS (m12):0.7999, Correlación en rotación Procrustes: 0.4474, Significancia: 0.032, 999 aleatorizaciones) mostró concordancia entre la matriz biótica y abiótica, es decir, los cambios en el ensamble zoobentónico responden a los cambios en los parámetros abióticos entre T1 y T2.

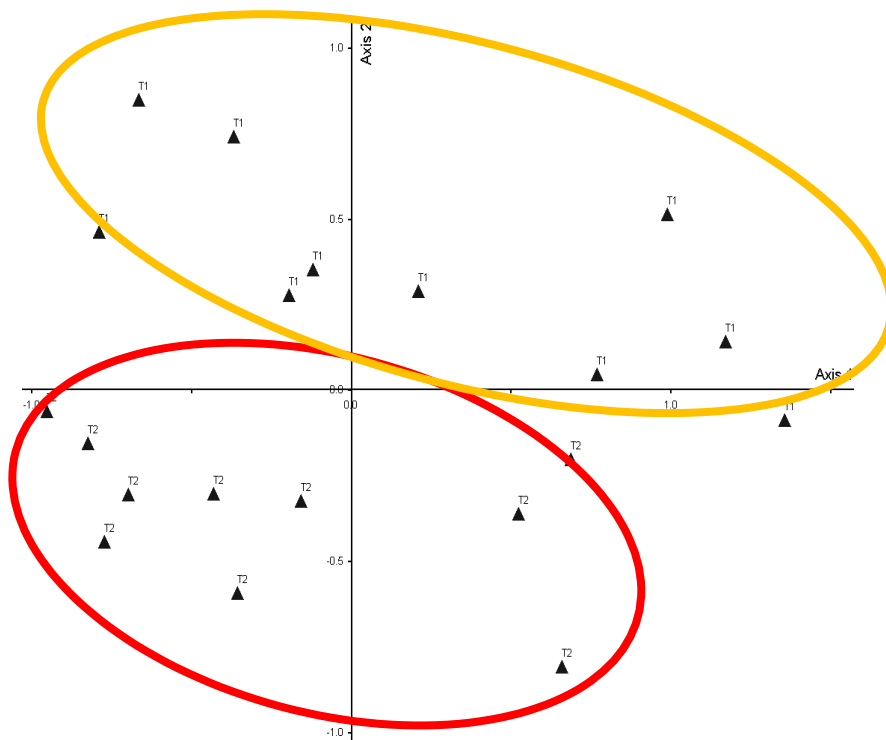


Figura 13. Ordenación NMDS de las morfoespecies de macroinvertebrados bentónicos en T1 y T2 en la quebrada Chachacoma

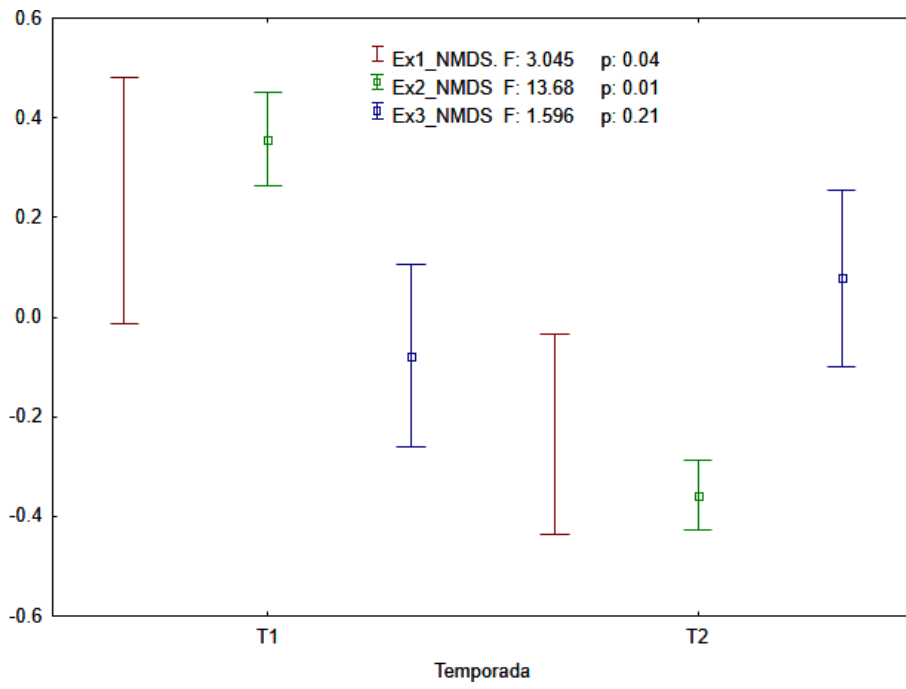


Figura 14. ANOVA de los ejes 1 y 2 de la Ordenación NMDS de las morfoespecies de macroinvertebrados bentónicos en T1 y T2 en la quebrada Chachacoma

DISCUSIÓN.

En los sistemas fluviales, los pulsos hidrosedimentológicos actúan como factor de perturbación, removiendo organismos y disponibilizando nuevos espacios y recursos (Hildrew y Giller 2023). La intensidad de la perturbación depende de la frecuencia, intensidad, tensión, regularidad, amplitud y estacionalidad de los pulsos de creciente y bajante (Neiff 2001), conectividad (Wohl 2017) y, en general, la dinámica fluvial (Ward et al. 2002). Las interacciones de estos atributos, así como la alternancia entre potamofase (creciente) y limnofase (bajante), determinan cambios en la estructura del ensamble de invertebrados bentónicos (Encalada et al. 2019).

Los resultados muestran que los cambios en el régimen hidrológico, caracterizados por el incremento del caudal, incremento de la profundidad, velocidad y ancho de cauce, modifican la limnología fisicoquímica, principalmente en cuanto a la conductividad, TDS, turbidez y sólidos en suspensión. Los cambios en el hábitat físico repercuten en la estructura del ensamble bentónico, el cual temporalmente varía de T1 a T2. Estos cambios se manifiestan en mayor abundancia, riqueza y dominancia en T1 y mayor la diversidad por el aumento de la equidad y disminución de la dominancia en T2.

El conjunto de interacciones del nivel hidrológico y las variables físicas y químicas con la comunidad bentónica y sus cambios en un sistema fluvial, se enmarcan en el contexto de la hipótesis de perturbación intermedia propuesta por (Connell 1978) y de lo que Odum (1969), denominó *pulse stability systems*, sistemas que alternan sus estados entre fases perturbadas (creciente) y estables (bajante). Esta alternancia de fases, a través de la variable estado, el caudal, promueve los cambios en la estructura comunitaria del ensamble zoobentónico, disminuyendo la dominancia y aumentando la equidad. Este patrón estacional de cambio es común a otros sistemas altoandinos (Encalada et al. 2019; Ríos-Touma et al. 2011; Villamarín, Rieradevall, y Prat, 2020).

El cambio en la variable estado, el incremento del caudal, incrementa la velocidad y cambia la geometría hidráulica del canal (profundidad y ancho mojado) estacionalmente. A su vez esto incrementa los sólidos en suspensión y la turbidez y, por un efecto de dilución, disminuye la conductividad y los sólidos totales disueltos. Estas fueron las variables de mayor variabilidad retenidas en el eje 1 del ACP que tuvieron alta significancia. Salvo lo indicado para la conductividad y TDS, cuyas concentraciones varían de acuerdo a la formación geológica de la cuenca, el patrón mencionado es propio de los sistemas fluviales estacionalmente cambiantes (Elosegui 2009; Gordon et al. 2004; Hildrew y Giller 2023; Neiff 1990). Por otro lado, la relativa regularidad en las fracciones granulométricas en creciente y bajante indica que no obstante el incremento de caudal registrado este no tiene la energía necesaria para cambiar la conformación geomorfológica del tramo estudiado.

El incremento del caudal y los cambios en las variables hidrológicas, hidráulicas y limnológicas fisicoquímicas promueve cambios en la estructura del ensamble zoobentónico. La disminución de la riqueza, abundancia y densidad en sistemas fluviales está relacionada al cambio de unidades hidromorfológicas de flujo lento (tabla, ruffle) a flujo rápido (riffle, run). Cuando disminuye la velocidad de corriente, el ambiente lótico se torna *semiléntico* proliferando morfoespecies de comportamiento más bien pelágico/planctónico que bentónico ((Burgazzi et al. 2021). Este es el caso de *Hyallela*, (Crustacea: Anfípoda) (*Hyallela*) y de asociados (Collembola, Hydracarina), abundantes y relativamente abundantes en T1 y escasos en T2. Es de destacar, sin embargo, que, si bien se registró cambios en algunos parámetros hidráulicos e hidrológicos, la clasificación, de índole cualitativa no cambió en la quebrada Chacacoma. La deriva (*drift*) y recolonización posterior a la temporada de creciente son mencionadas como factores que promueven cambios en el ensamble recurrentes en ríos andinos (Motta-Díaz y Vimos-Lojano 2020; Ríos-Touma, Prat, y Encalada 2012; Vimos-Lojano et al. 2019). En el caso de la abundancia

y densidad de la quebrada Chachacoma, su dinámica está relacionada directamente con la disminución de T1 a T2 de la abundancia de Chironomidae y Elmidae, los grupos más dominantes en el zoobentos registrado. Los representantes de ambos grupos son conspicuos en ambientes altoandinos siendo dominantes en ríos con detritus y materia orgánica particulada fina (Acosta y Prat 2010; Huanachin Quispe y Huamantincó Araujo 2018; Nicacio y Juen 2015; Poma y Araujo 2022). Estos materiales incrementan su concentración en la temporada de aguas bajas debido al incremento de la productividad primaria, siendo más bien escasos en períodos de creciente, pues el incremento de la velocidad del agua, la turbidez y los sólidos en suspensión la limitan (Elosegui 2009; Hildrew y Giller 2023). En particular se ha reportado que la abundancia de Elmidae es limitada por el incremento de la turbidez y los sólidos en suspensión (Aguilera Giraldo y Vásquez- Ramos 2019; González Córdoba et al. 2020). El patrón de mayor riqueza y dominancia en T1 y mayor la diversidad en T2 por el aumento de la equidad y disminución de la dominancia en T2, también son condicionados tanto por el *drift* y el cambio de tipo de hábitat de semiléntico a lótico y fundamentalmente por la disminución de la abundancia de los taxones más dominantes. Los índices de diversidad real mostraron más claramente esta tendencia, confirmándose lo planteado por Jost (2019), que este algoritmo es más cercano a medir con precisión lo que llamamos diversidad. Por otro lado, el cambio estacional en la estructura del ensamble fue recogidos en el análisis NMDS, separando claramente T1 de T2. El patrón de cambio de la diversidad y riqueza, y en general de la estructura del ensamble, también ha sido reportado en otros ríos altoandinos (Encalada et al. 2019; Motta-Díaz y Vimos-Lojano 2020; Ríos-Touma et al. 2011; Vimos-Lojano et al. 2019). Desde una perspectiva de sistemas, resulta importante medir las variables estado (Odum 1982), es decir aquellas cuyo cambio repercute en la variación del registro de otros descriptores. En el presente estudio esta variable es el caudal, cuyo cambio estacional modifica la velocidad del agua, geometría hidráulica,

turbidez y sólidos en suspensión y la dilución de los iones responsables de la conductividad y TDS. Dicho cambio estacional modifica la estructura del ensamble zoobentónico. La influencia del componente abiótico y su dinámica cambiante sobre el ensamble biótico fue recogida con el análisis Procrustes, que mostró alta significancia.

La influencia diferencial estacional relacionada con el caudal y el consecuente cambio de la limnología físico química y su influencia sobre el ensamble biológico, son la piedra angular de la teoría ecológica de ríos (Arenas-Ibarra et al. 2012; Junk et al. 1989; Neiff 1990; Ríos-Pulgarín et al. 2016; Statzner et al. 1988; Statzner y Higler 1986; Thomaz et al. 2004; Tonkin et al. 2017; Vannote et al. 1980; Ward et al. 2002). Diversos estudios en nuestro país recogen el efecto de la temporalidad sobre el ensamble bentónico (Arana Maestre 2017; Arana-Maestre et al. 2021; Carrasco et al. 2020; Carrasco-Badajoz et al. 2022; García-Ríos, Moi, y Peláez 2020), sin embargo aquellos que realizan la determinación del caudal son más bien escasos (Alomía et al. 2017; Figueroa y Arenas Ibarra 2023).

Las condición de los ríos como *pulse stability systems* (Odum 1969), en que el caudal como variable estado modifica la limnología y a su vez el componente abiótico estructura el ensamble zoobentónico estacionalmente debe ser tomada en cuenta para realizar inferencias del estado de integridad de hábitat, lo cual no es una tendencia común en los estudios en invertebrados bentónicos fluviales en nuestro país (Arana Maestre et al. 2021; Mercado-García et al. 2019; Vilca-Carhuapoma 2022). Establecer el estado de un ambiente natural con estos índices sobre los resultados de solo un muestreo y no estacionalmente, y dejando de lado las variables estado, no es lo más recomendable para el estudio de un sistema complejo como los ríos altoandinos, pues no recogen el espectro de condiciones dinámicas de estos. Los resultados del presente estudio contribuirán a que futuros estudios refuercen su mirada hacia el medio físico y las variables estado como determinantes de la estructuración del ensamble bentónico.

CONCLUSIONES.

- Se evidenció variación estacional de las variables limnológicas fisicoquímicas, geomorfológicas e hidrológicas. El caudal, sólidos en suspensión y turbidez se incrementan en creciente y disminuyen en bajante, mientras que la conductividad, los sólidos totales disueltos disminuyen en creciente y aumentan en bajante.
- La riqueza, abundancia y densidad promedio aumentan en bajante y disminuyen en creciente, mientras que la diversidad de Shannon-Wiener y de Simpson tanto en diversidad entrópica como en *true diversity* disminuyen en bajante y aumentan en creciente.
- *Austrelmis*, *Chironominae*, *Orthocladinae* y *Hyallolela* fueron las morfoespecies más abundantes en T1 y *Chironominae*, *Austrelmis* y *Tanytopodinae* fueron las especies más abundantes en T2. Las morfoespecies más abundantes en T1 y T2 (*Chironominae* y *Austrelmis*) son especialmente dominantes en cuanto a abundancia relativa en el ensamble bentónico. Esta dominancia disminuye de T1 a T2 con la consecuente disminución de dominancia y aumento de la equidad.
- Las técnicas de ordenación ACP y NMDS separaron claramente T1 de T2 mostrando diferenciación significativa en las características abióticas y la estructura del ensamble.
- Las matrices biótica y abiótica estuvieron altamente correlacionadas demostrando que los cambios en el ensamble zoobentónico responden a los cambios en los parámetros abióticos entre T1 y T2.
- Se concluye que el patrón temporal de cambio debido al régimen hidrológico de la temporada de bajante aguas bajas (T1) a la de creciente (T2) manifestado en el incremento del caudal, profundidad, velocidad y ancho de cauce, modifica las concentraciones de las variables limnológicas (principalmente conductividad, TDS, SS y turbidez). Esta variabilidad repercute en el ensamble bentónico que modifica la estructura del ensamble, la abundancia, riqueza y dominancia (mayores en T1), así como la diversidad y equidad

(mayores en T2).

RECOMENDACIONES.

- Se recomienda que, en ríos con régimen hidrológico con cambios marcados en las descargas, el análisis del ensamble bentónico se relacione con las variables estado en un enfoque de sistemas (Odum, 1981).
- Los análisis limnológicos de la biota de agua fluvial en ambientes altoandinos, sometidos a cambios drásticos de régimen hidrológico, deben considerar necesariamente la medición del caudal, la velocidad de corriente y la geometría hidráulica.
- Las evaluaciones rápidas de integridad biótica en sistemas de flujo estacionalmente cambiante deben considerar la variabilidad hidrológica. No hacerlo puede llevar a conclusiones limitadas sobre el estado del ambiente acuática

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta, Raúl, y Narcís Prat. 2010. «Chironomid assemblages in high altitude streams of the Andean region of Peru». *Fundamental and Applied Limnology* 177(1):57-79. doi: 10.1127/1863-9135/2010/0177-0057.
- Acosta, Raul, Blanca Ríos, María Rieradevall, y Narcis Pratt. 2009. «Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú». *Limnética* 28(1):35-64.
- Aguilera Giraldo, Ivonne Alexandra, y Jesús Manuel Vásquez- Ramos. 2019. «Distribución espacial y temporal de Elmidae (Insecta: Coleoptera) y su relación con los parámetros fisicoquímicos en el río Ocoa, Meta, Colombia». *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 43(166):108. doi: 10.18257/raccefyn.833.
- Alba Tercedor, Javier, Isabel Pardo, Narcis Prat, Ana Pujante, y Confederación Hidrográfica del Ebro. 2005. *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolo de Muestreo y Análisis para Invertebrados bentónicos*. Zaragoza: Confederación Hidrográfica del Ebro. Ministerio del Ambiente. Alcántara García, Josué Jhonatan, y Jhonny Huaman Villegas. 2020. «Determinación de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua para uso recreacional en la parte alta del río Cumbaza».
- Alomía, José, José Alberto Iannacone, Lorena Alvariño, y Karen Ventura. 2017. «Macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad de las aguas de la cuenca alta del río Huallaga, Perú». *The Biologist* 1(2). doi: 10.24039/rtb2017151144.
- ANA. 2016. «Protocolo Nacional Para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales (R.J. N. 010-2016-ANA)».
- Anderson, Marti J. 2017. «Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA)». Pp. 1-15 en *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, editado por

- N. Balakrishnan, T. Colton, B. Everitt, W. Piegorsch, F. Ruggeri, y J. L. Teugels.
Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd.
- Arana Maestre, Jerry, Carlos Carrasco Badajoz, Pastor Coayla Peñaloza, Carolina Rayme Chalco, y Marco Sánchez Peña. 2021. «Aquatic macroinvertebrates of arid and semi-arid ecosystems of Peru». *Frontiers in Environmental Science* 9.
- Arana Maestre, Jerry Omar. 2017. *Caracterización de los cuerpos acuáticos del área de influencia del ducto de gas de Camisea en los departamentos de Ica y Huancavelica utilizando macroinvertebrados acuáticos*. [Tesis Licenciatura Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. Repositorio institucional.
- Arana-Maestre, Jerry, Daniel Álvarez-Tolentino, Rafael Miranda, Ibón Tobes, Julio Araujo-Flores, Carlos Carrasco-Badajoz, y Carolina Rayme-Chalco. 2021. «Altitudinal distribution of aquatic macroinvertebrates and its relation to environmental variables in an Amazon River system (Perú)». *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 45(177):1097-1112.
- Archangelsky, Miguel, Nicolás Rafael Martínez Román, y Verónica Manzo. 2016.
«Description of mature larvae of the Genus *Austrelmis* Brown from Argentina (Insecta: Coleoptera, Elmidae) ». *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 52:343-53. doi: 10.1051/limn/2016024.
- Arenas-Ibarra, JA, y E. Souza-Filho. 2010. «Revoluções Kuhnianas na evolução da ecologia fluvial. A (pouca?) importância das anomalias». *Ciencia & Ambiente* 41:21-40.
- Arenas-Ibarra, Jose Antonio, Martín Blettler, y Luis Alberto Espínola. 2010. «Limnología fluvial na América do Sul: um comentário sobre alguns de seus pioneiros e suas contribuições: 211-260». Pp. 21--260 en *Ecólogos e suas histórias: um olhar sobre a construção das ideias ecológicas*. Maringá: Eduem.
- Arenas-Ibarra, Jose Antonio, Alice Michiyo Takeda, y Daniele Sayuri Fujita. 2012.

- «Hydrologic regime of the Ivinhema river (Mato Grosso do Sul, State) and its influence on zoobenthic assemblage/O regime hidrológico do rio Ivinhema (Estado do Mato Grosso do Sul) e sua influência na assembleia zoobentônica». *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 34(1):47-58.
- Baird, Rodger, Eugene W. Rice, Andrew D. Eaton, Laura Bridgewater, y Water Environment Federation. 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association.
- Barbour, Michael T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, y J. B. Stribling. 1999. «Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers». *USEPA, Washington*.
- Bisson, PA, DR Montgomery, y JM Buffington. 2006. «Valley segments, stream reaches, and channel units». Pp. 23-42 en *Methods in Stream Ecology*, editado por R. Hauer y L. GA. San Diego: Academic Press.
- Blettler, Martín C. M., Mario L. Amsler, y Inés Ezcurra de Drago. 2012. «Hydraulic factors controlling the benthic invertebrate distribution within and among dunes of the middle Paraná River (Argentina) and sampling techniques». *Journal of South American Earth Sciences* 35:27-37. doi: 10.1016/j.jsames.2011.11.003.
- Bonetto, Argentino A. 1976. *Calidad de las aguas del Rio Paraná: introducción a su estudio ecológico*. Dirección Nacional de Construcciones Portuarias y Vías Navegables.
- Britto, Berni. 2017. «Actualización de las ecorregiones terrestres de Perú propuestas en el libro rojo de plantas endémicas del Perú». *Gayana. Botánica* (ahead):0-0. doi: 10.4067/S0717-66432017005000318.
- Bunn, S. E., P. M. Davies, y T. D. Mosisch. 1999. «Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation». *Freshwater Biology* 41(2):333-45. doi: 10.1046/j.1365-2427.1999.00434. x.
- Bunn, Stuart E., y Angela H. Arthington. 2002. «Basic Principles and ecological consequences

- of altered flow regimes for aquatic biodiversity». *Environmental Management* 30(4):492-507. doi: 10.1007/s00267-002-2737-0.
- Burgazzi, Gemma, Paolo Vezza, Giovanni Negro, Luca Astegiano, Riccardo Pellicanó, Beatrice Pinna, Pierluigi Viaroli, y Alex Laini. 2021. «Effect of microhabitats, mesohabitats and spatial position on macroinvertebrate communities of a braided river». *Journal of Ecohydraulics* 6(2):95-104. doi: 10.1080/24705357.2021.1938254.
- Cairns, J., y J. R. Pratt. 1993. «A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates». Pp. 10-27 en *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, editado por D. M. Rosenberg y V. H. Resh. New York: Chapman & hall.
- Carrasco, Carlos, Carolina Rayme, Rosa-del-Pilar Alarcón, Yuri Ayala, Jerry Arana, Héctor Aponte, Carlos Carrasco, Carolina Rayme, Rosa-del-Pilar Alarcón, Yuri Ayala, Jerry Arana, y Héctor Aponte. 2020. «Macroinvertebrados acuáticos en arroyos asociados con bofedales altoandinos, Ayacucho Perú». *Revista de Biología Tropical* 68:116-31. doi: 10.15517/rbt.v68is2.44344.
- Carrasco-Badajoz, Carlos, Carolina Rayme-Chalco, Jerry Arana-Maestre, Daniel Álvarez-Tolentino, Yuri Ayala-Sulca, y Marco Sanchez-Peña. 2022. «Aquatic macroinvertebrate trophic guilds, functional feeding groups, and water quality of an andean urban river». *Frontiers in Environmental Science* 1676.
- Castillo-Velásquez, Rodolfo-Mauricio, y Ana-A. Huamantínco-Araujo. 2020. «Variación espacial de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la zona litoral del humedal costero Santa Rosa, Lima, Perú». *Revista de Biología Tropical* 68(1):50-68.
- Chao, Anne, Chun-Huo Chiu, y Lou Jost. 2016. «Statistical challenges of evaluating diversity patterns across environmental gradients in mega-diverse communities». *Journal of Vegetation science* 27(3):437-38.

- Chao, Anne, y Lou Jost. 2015. «Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species». *Methods in Ecology and Evolution* 6(8):873-82.
- Connell, Joseph H. 1978. «Diversity in tropical rain forests and coral reefs». *Science* 199(4335):1302-10.
- Cummins, Kenneth W., y George H. Lauff. 1969. «The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos». *Hydrobiologia* 34(2):145-81. doi: 10.1007/BF00141925.
- D. M. Rosenberg, y V. H. Resh, eds. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman and Hall.
- Dale, Virginia H., Ariel E. Lugo, James A. MacMahon, y Steward TA Pickett. 1998. «Ecosystem management in the context of large, infrequent disturbances». *Ecosystems* 1:546-57.
- Davies, Peter M., Robert J. Naiman, Danielle M. Warfe, Neil E. Pettit, Angela H. Arthington, y Stuart E. Bunn. 2013. «Flow–ecology relationships: closing the loop on effective environmental flows». *Marine and Freshwater Research* 65(2):133-41.
- Dodds, Walter K., y Matt R. Whiles. 2017. *Freshwater ecology: concepts and environmental applications of limnology*. Elsevier Academic Press.
- Dolloff, CA, HE Jennings, y MD Owen. 1997. «A comparison of basinwide and representative reach habitat survey techniques in three southern Appalachian watersheds». *North American Journal of Fisheries Management* 17(2):339-47.
- Domínguez, Eduardo, y H. R. Fernández. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.
- Elosegui, Arturo. 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. Encalada,
- Andrea C., Alexander S. Flecker, N. LeRoy Poff, Esteban Suárez, Guido A. Herrera-
- R, Blanca Ríos-Touma, Suman Jumani, Erin I. Larson, y Elizabeth P. Anderson. 2019.

- «A Global Perspective on Tropical Montane Rivers». *Science* 365(6458):1124-29. doi: 10.1126/science.aax1682.
- Esteves, F. de A. 2011. «Fundamentos de Limnologia. 3ª edição». *Interciência, Rio de Janeiro* 790.
- Figueroa, Lourdes, y José Antonio Arenas Ibarra. 2023. «Effect of seasonality on the assembly of Macrobenthos in a High Andean River». *Acta Biológica Colombiana* 28(3). <https://doi.org/10.15446/abc.v28n2.104143>
- García Ríos, Raúl Fernando. 2016. *Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca alta del Río Chillón (Lima, Perú) y su uso como indicadores biológicos*. [Tesis Licenciatura- Universidad Nacional Mayor de San Marcos]. Repositorio institucional.
- García-Ríos, Raúl F., Dieison A. Moi, y Oscar E. Peláez. 2020. «Efectos del gradiente altitudinal sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en dos períodos hidrológicos en un río altoandino neotropical». *Ecología Austral* 30(1):033-044. doi: 10.25260/EA.20.30.1.0.995.
- González Córdoba, Marcela, Julián Chará, María Del Carmen Zúñiga, Lina Paola Giraldo, y Yuly Paulina Ramírez. 2020. «Sensibilidad de Elmidae (Insecta: Coleoptera) a la perturbación del hábitat y la calidad fisicoquímica del agua en ambientes lóticos de los Andes colombianos». *Revista de Biología Tropical* 68(2). doi: 10.15517/rbt.v68i2.36702.
- González-Trujillo, Juan David, y Jhon Ch. Donato-Rondon. 2016. «Changes in invertebrate assemblage structure as affected by the flow regulation of a Páramo river». *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 52:307-16. doi: 10.1051/limn/2016018.
- Gordon, Nancy D., Thomas A. McMahon, Brian L. Finlayson, y Christopher J. Gippel. 2004. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. John Wiley and Sons.

- Hauer, F. Richard, y Gary Lamberti. 2011. *Methods in stream ecology*. Academic Press.
- Heckman, Charles W. 2002. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Ephemeroptera*.
Dordrecht: Springer Netherlands.
- Heckman, Charles W. 2003. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Plecoptera*.
Dordrecht: Springer Netherlands.
- Heckman, Charles W. 2008. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata -
Zygoptera*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Heckman, Charles W. 2011. *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Hemiptera -
Heteroptera*. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Heckman, Charles W. 2017. *Neuroptera (Including Megaloptera)*. Cham: Springer
International Publishing.
- Hersch, Reginald W. 2008. *Streamflow measurement*. CRC press.
- Hildrew, Alan, y Paul Giller. 2023. *Biology and Ecology of Streams and Rivers*. New York:
Oxford University Press.
- Horn, Henry S. 1985. «ecological disequilibria: the ecology of natural disturbance and patch
dynamics. STA Pickett and PS White, Eds. Academic Press, Orlando, Fla., 1985. xvi,
472 pp., illus. 49.» *Science* 230(4724):434-35.
- Hsieh, T. C., K. H. Ma, y Anne Chao. 2016. «iNEXT: an R package for rarefaction and
extrapolation of species diversity (Hill numbers) ». *Methods in Ecology and Evolution*
7(12):1451-56.
- Huanachin Quispe, Agata, y Ana A. Huamantincó Araujo. 2018. «Composición y estructura
de la comunidad de coleópteros acuáticos (Insecta: Coleoptera) a lo largo de un
gradiente altitudinal, Cusco, Perú». *Revista Peruana de Biología* 25(2):131. doi:
10.15381/rpb.v25i1.13818.
- Hynes, Hugh Bernard Noel. 1970. *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press.

- Iannacone, José, Lorena Alvarino, Roobert Jiménez-Reyes, y George Argota. 2013. «Diversity of plankton and macrozoobenthos as alternative indicator of water quality of Lurin river in the district of Cieneguilla, Lima-Perú». *The Biologist* 11:18.
- Iannacone, José, Jaime Mansilla, y Karen Ventura. 2003. «Macroinvertebrados en las lagunas de puerto Viejo, Lima-Perú». *Ecología aplicada* 2(1):116-24.
- Illies, J. 1963. «Revision der südamerikanischen Gripopterygidae (Plecoptera)». *Mitt Schweiz Entomol Ges* 36:145-248.
- Illies, Joachim. 1958. «Die Barbenregion mitteleuropäischer Fließgewässer: Mit 2 Abbildungen und 5 Tabellen im Text». *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 13(2):834-44.
- Illies, Joachim. 1961. «Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer». *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 46(2):205-13.
- Illies, Joachim. 1964. «The invertebrate fauna of the Huallaga, a Peruvian tributary of the Amazon River, from the sources down to Tingo Maria: With 4 figures and 2 tables in the text and on 2 folders». *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 15(2):1077-83.
- Illies, Joachim, y Lazare Botosaneanu. 1963. «Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique: Avec 18 figures dans le texte et en supplément». *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Mitteilungen* 12(1):1-57.
- Jentsch, Anke, y Peter White. 2019. «A theory of pulse dynamics and disturbance in ecology». *Ecology* 100(7): e02734.
- Jost, Lou. 2006. «Entropy and Diversity». *Oikos* 113(2):363-75. doi: 10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x.

- Jost, Lou. 2019. «What do we mean by diversity?: The path towards quantification». *Metode Science Studies Journal*, 9, 55-61. <https://dx.doi.org/10.7203/metode.9.11472>
- Junk, Wolfgang J., Peter B. Bayley, y Richard E. Sparks. 1989. «The flood pulse concept in river-floodplain systems». *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences* 106(1):110-27.
- Karr, J. R. 1996. «Rivers as Sentinels: Using the biology of rivers to guide landscape management. Pp in RJ. Naiman and RE Bilby, eds».
- Karr, James R. 1981. «Assessment of biotic integrity using fish communities». *Fisheries* 6(6):21-27.
- Karr, James R. 1999. «Defining and measuring river health». *Freshwater Biology* 41(2):221-34. doi: 10.1046/j.1365-2427.1999.00427.x.
- Karr, James R., Kurt D. Fausch, Paul L. Angermeier, Philip R. Yant, y Isaac J. Schlosser. 1986. «Assessing biological integrity in running waters». *A method and its rationale. Illinois Natural History Survey, Champaign, Special Publication 5*.
- Larrea, Hernani, María Luisa Oviedo, Pedro Huamán, Ronald Vivar, y L. Pachas. 1990. «Gasterópodos dulceacuícolas del departamento de Lima y su importancia médica». *Boletín de Lima* 69:39-42.
- Leiva, Marta, Mercedes Marchese, Guido Lorenz, y Liliana Diodato. 2022. «Functional diversity of benthic macroinvertebrates regarding hydrological and land use disturbances in a heavily impaired lowland river». *Limnologica* 92:125940.
- Lujan, Nathan K., Katherine A. Roach, Dean Jacobsen, Kirk O. Winemiller, Vanessa Meza Vargas, Vania Rimarachín Ching, y Jerry Arana Maestre. 2013. «Aquatic community structure across an Andes-to-Amazon fluvial gradient». *Journal of Biogeography* 40(9):1715-28.
- Magurran, Anne E. 2013. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Springer Science &

Business Media.

Manzo, V., y M. Archangelsky. 2008. «A key to the known larvae of South American Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea), with a Description of the Mature Larva of *Macrelmis Saltensis* Manzo.» *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 44(1):63-74. doi: 10.1051/limn:2008023.

Manzo, Veronica. 2005. «Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data». *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(3):201-8. doi: 10.1080/01650520500140619.

Meador, Michael Rogers. 1993. *Methods for characterizing stream habitat as part of the National Water-Quality Assessment Program*. Vol. 93. US Geological Survey.

Meals, D. W., y S. A. Dressing. 2008. «Surface water flow measurement for water quality monitoring projects, Tech Notes 3, March 2008». *Developed for US Environmental Protection Agency by Tetra Tech, Inc., Fairfax, VA* 16.

Medina Tafur, César Augusto. 2007. «Estado ecológico del río Chicama. regiones. La Libertad y Cajamarca. Perú. [Tesis Doctoral - Universidad Nacional de Trujillo]. Repositorio institucional.

Mera, Antonio Galán De, Isidoro Sánchez Vega, Juan Montoya Quino, y Eliana Linares Perea. 2015. «La vegetación del norte del Perú: de los bosques a la Jalca en Cajamarca». *Acta Botanica Malacitana*. 40: 157-190. doi: <https://doi.org/10.24310/abm.v40i0.2505>

Mercado-Garcia, Daniel, Eveline Beeckman, Jana Van Butsel, Nilton Deza Arroyo, Marco Sanchez Peña, Cécile Van Buggendhoudt, Nancy De Saeyer, Marie Anne Eurie Forio, Karel A. C. De Schamphelaere, Guido Wyseure, y Peter Goethals. 2019. «Assessing the freshwater quality of a large-scale mining watershed: the need for integrated approaches». *Water* 11(9):1797. doi: 10.3390/w11091797.

Minshall, G. Wayne. 1988. «Stream ecosystem theory: a global perspective». *Journal of the*

- North American Benthological Society* 7(4):263-88. doi: 10.2307/1467294.
- Morin, Peter Jay. 2011. *Community Ecology*. 2nd ed. Chichester, West Sussex; Hoboken, NJ: Wiley.
- Moss, Brian R. 2018. *Ecology of Freshwaters: Earth's Bloodstream*. John Wiley & Sons.
- Motta-Díaz, Angela Judith, y Diego J. Vimos-Lojano. 2020. «Influencia de la variación temporal de los parámetros hidráulicos en la estructura y la función de la comunidad de macroinvertebrados en un río andino». *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 44(171):606-21. doi: 10.18257/raccefyn.1023.
- Neiff, J. J. 2001. «Diversity in some tropical wetland systems of South America». Pp. 157-86 en *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Vol. 2, editado por B. Gopal, W. Junk, y J. Davis.
- Neiff, Juan José. 1990. «Ideas para la interpretación ecológica del Paraná». *Interciencia* 15(6):424-41.
- Newbold, J. D., R. V. O'Neill, J. W. Elwood, y W. Van Winkle. 1982. «Nutrient spiralling in streams: implications for nutrient limitation and invertebrate activity». *The American Naturalist* 120(5):628-52. doi: 10.1086/284017.
- Nicacio, Gilberto, y Leandro Juen. 2015. «Chironomids as Indicators in freshwater ecosystems: an assessment of the literature» editado por S. R. Leather. *Insect Conservation and Diversity* 8(5):393-403. doi: 10.1111/icad.12123.
- Núñez-Bustamante, Ever, Elvis E. Tarrilo-Campos, Denisse M. Alva-Mendoza, Deyner Tarrillo-Cieza, y Jesús Racón. 2021. «Impacto de los efluentes mineros en los macroinvertebrados acuáticos en la cabecera del río Tingo, Cajamarca, Perú: Impact of mining effluents on aquatic macroinvertebrates in the headwaters of the Tingo River, Cajamarca, Peru». *Revista Ciencia Nor@ndina* 4(2):95-112.
- Odum, Eugene P. 1969. «The Strategy of ecosystem development: an understanding of

ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature.»

science 164(3877):262-70.

Odum, H. T. 1982. *System ecology. An introduction*. New York: John Wiley & Sons. Oksanen,

Jari, F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, R. B. O'hara, Gavin L.

Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens, y Helene Wagner. 2018. «Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-2».

d'Orbigny, Alcides. 1945. *Viaje a la América Meridional: Brasil, República del Uruguay, República Argentina, La Patagonia, República de Chile, República de Bolivia, República del Perú: realizado de 1826 a 1833 por Alcides d'Orbigny; prólogo de Ernesto Morales*. Buenos Aires: Futuro.

Ortega, Hernán, Luisa Chocano, Carlos Palma, y Iris Samanez. 2011. «Biota acuática en la Amazonía Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamba (Cusco - Ucayali)». *Revista Peruana de Biología* 17(1). doi: 10.15381/rpb.v17i1.47.

Ortega, Hernán, Blanca Rengifo, Iris Samanez, y Carlos Palma. 2013. «Diversidad y el estado de conservación de cuerpos de agua Amazónicos en el nororiente del Perú». *Revista Peruana de Biología* 13(3). doi: 10.15381/rpb.v13i3.2336.

Paisley, M. F., D. J. Trigg, y W. J. Walley. 2014. «Revision of the biological monitoring working party (BMWP) score system: derivation of present-only and abundance-related scores from field data: revision of the BMWP score system». *River Research and Applications* 30(7):887-904. doi: 10.1002/rra.2686.

Parasiewicz, P., y MJ Dunbar. 2001. «Physical habitat modelling for fish-a developing approach». *Large Rivers*, 12(2-4), (135*Archiv für Hydrobiologie. Supplementband*. 135 (2-4):239-68.

Parasiewicz, Piotr, Javier Gortázar, Sánchez Mateo Maricruz, y Diego García de Jalón,. 2009.

- «MesoHABSIM: una herramienta eficaz para la gestión de ríos y cuencas fluviales».
Tecnología del Agua, 20-26.
- Paredes, Christian, José Iannacone, y Lorena Alvarino. 2004. «Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú». *Revista Peruana de Entomología* 44(1):107-18.
- Patrick, Ruth. 2007. «Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition: Limnological and Systematic Studies». Academy of Natural Sciences.
- Peres-Neto, Pedro R., y Donald A. Jackson. 2001. «How Well do multivariate data sets match? the advantages of a procrustean superimposition approach over the Mantel Test». *Oecologia* 129(2):169-78. doi: 10.1007/s004420100720.
- Pickett, Steward T. A., Steward T. Pickett, y P. S. White. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press.
- Poma, Manuel Silva, y Ana A. Huamantincó Araujo. 2022. «Preferencia de microhábitat y gremios tróficos de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos, Ayacucho, Perú». *Limnetica* 41(1):1-16.
- Prat, Narcís, Blanca Ríos, Raúl Acosta, y María Rieradevall. 2009. «Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas». *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología* 631-54.
- Pringle, Catherine M., Robert J. Naiman, Gernot Bretschko, James R. Karr, Mark W. Oswood, Jackson R. Webster, Robin L. Welcomme, y Michael J. Winterbourn. 1988. «Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic». *Journal of the North American Benthological Society* 7(4):503-24. doi: 10.2307/1467303.
- R Foundation for Statistical Computing. 2018. «R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.»

- Ramírez, Alonso, y Pablo E. Gutiérrez-Fonseca. 2014. «Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras». *Revista de Biología Tropical* 62:9-20.
- Ríos-Pulgarín, María I., Mario Barletta, María C. Arango-Jaramillo, y Néstor J. Mancera-Rodríguez. 2016. «The role of the hydrological cycle on the temporal patterns of macroinvertebrate assemblages in an Andean foothill stream in Colombia». *Journal of Limnology* 75(s1). doi: 10.4081/jlimnol.2016.1394.
- Ríos-Touma, B., N. Prat, y Ac Encalada. 2012. «Invertebrate drift and colonization processes in a tropical Andean Stream». *Aquatic Biology* 14(3):233-46. doi: 10.3354/ab00399.
- Ríos-Touma, Blanca, Raúl Acosta, y Narcis Prat. 2014. «The Andean Biotic Index (ABI): Revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation». *Revista de Biología Tropical* 62:249. doi: 10.15517/rbt.v62i0.15791.
- Ríos-Touma, Blanca, Andrea C. Encalada, y Narcís Prat Fornells. 2011. «Macroinvertebrate assemblages of an andean high-altitude tropical stream: the importance of season and flow». *International Review of Hydrobiology* 96(6):667-85. doi: 10.1002/iroh.201111342.
- Roback, SELWYN S. 1966. «IX-MEGALOPTERA (CORYDALIDAE; NEUROMINAE)». *The Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition: Limnological and Systematic Studies* 14:217.
- Roback, Selwyn S. 1966. «X-AQUATIC LEPIDOPTERA (PYRALIDAE; NYMPHULINAE)». *The Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition: Limnological and Systematic Studies* 14:225.
- Roback, Selwyn S. 2007a. «The Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition». *Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition: Limnological and Systematic*

Studies 75.

Roback, Selwyn S. 2007b. «XII—DIPTERA. with some observations on the salivary glands of the TENDIPEDIDAE». *Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition: Limnological and Systematic Studies* 305.

Roback, Selwyn S. 2007c. «XI—THE TRICHOPTERA LARVAE AND PUPAE». *Catherwood Foundation Peruvian-Amazon Expedition: Limnological and Systematic Studies* 235.

Roback, Selwyn S., Lewis Berner, Oliver S. Flint Jr, Nico Nieser, y Paul J. Spangler. 1980. «Results of the Catherwood Bolivian-Peruvian Altiplano Expedition Part I. Aquatic Insects except Diptera». *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 176-217.

Roldán-Pérez, Gabriel. 2016. «Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica». *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 40(155):254. doi: 10.18257/raccefyn.335.

Romero, Gustavo Q., Dieison A. Moi, Liam N. Nash, Pablo A. P. Antiqueira, Roger P. Mormul, y Pavel Kratina. 2021. «Pervasive decline of subtropical aquatic insects over 20 years driven by water transparency, non-native fish and stoichiometric imbalance». *Biology Letters* 17(6):20210137. doi: 10.1098/rsbl.2021.0137.

Rosenzweig, Michael L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge university press.

Rosgen, David L. 1998. *Stream Classification Field Guide*. 1.^a ed. Fort Collins: Wildland Hydrology.

Ruaro, Renata, y Éder André Gubiani. 2013. «A scientometric assessment of 30 years of the index of biotic integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws». *Ecological Indicators* 29:105-10. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.12.016.

- Rzóska, Julian. 2013. *On the nature of rivers: with case stories of Nile, Zaire and Amazon*. Springer Science & Business Media.
- Samanez Valer, Iris, Max Hidalgo Del Águila, Carlos Palma Gonzales, Hernán Ortega Torres, Vanessa Correa Roldán, Jerry Arana Maestre, y Vania Rimarachín Ching. 2014. «Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifitión, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú». MINAM
- Sánchez, Isidoro, y Michael O. Dillon. 2006. «Jalcas». Pp. 77-90 en *Botánica económica de los Andes Centrales*. La Paz: Universidad Mayor de San Andrés.
- Sioli, Harald Felix. 1992. «A chamada da Amazônia - O que aprendi no país do grande rio.» *Acta Limnologica Brasiliensia*, 4:1-11.
- Sostoa, Adolfo, Diego García de Jalón, Emili García-Berthou, y Confederación Hidrográfica del Ebro. 2005. *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolo de Muestreo y Análisis para ictiofauna*. Zaragoza: Confederación Hidrográfica del Ebro . Ministerio del Ambiente.
- Springer, Monika. 2010. «Biomonitoreo acuático». *Revista de Biología Tropical* 53-59.
- Statzner, Bernhard, James A. Gore, y Vincent H. Resh. 1988. «Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications». *Journal of the North American benthological society* 7(4):307-60.
- Statzner, Bernhard, y Bert Higler. 1985. «Questions and comments on the river continuum concept». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42(5):1038-44. doi: 10.1139/f85-129.
- Statzner, Bernhard, y Bert Higler. 1986. «Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns». *Freshwater Biology* 16(1):127-39. doi: 10.1111/j.1365-2427.1986.tb00954.x.

- Suguo, K. 2003. «Geologia sedimentar».
- Takeda, Alice M., José C. Stevaux, y Daniele S. Fujita. 2001. «Effect of hydraulics, bed load grain size and water factors on habitat and abundance of *Narapa Bonettoi* Righi & Varela, 1983 of the Upper Paraná River, Brazil». Pp. 241-48 en *Aquatic Oligochaete Biology VIII*, editado por P. Rodriguez y P. F. M. Verdonshot. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Thomaz, S. M., T. A. Pagioro, L. M. Bini, M. do C. Roberto, y RR de A. Rocha. 2004. «Limnology of the upper paraná floodplain habitats: patterns of spatio-temporal variations and influence of the water levels». Pp. 37-42 en *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain: LTER–Site, Biology of inland waters*, editado por S. M. Thomaz, A. A. Agostinho, y N. S. Hahn. Leiden: Backhuys Publishers.
- Thorp, James H., D. Christopher Rogers, y Alan P. Covich. 2015. *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates*.
- Thorp, James H., Martin C. Thoms, y Michael D. DeLong. 2008. *Riverine ecosystem synthesis: toward conceptual cohesiveness in river science*. Amsterdam: Acad. Press.
- Tonkin, Jonathan D., Michael T. Bogan, Núria Bonada, Blanca Rios-Touma, y David A. Lytle. 2017. «Seasonality and predictability shape temporal species diversity». *Ecology* 98(5):1201-16. doi: 10.1002/ecy.1761.
- Tovar, Carolina, Joost F. Duivenvoorden, Isidoro Sánchez-Vega, y Arie C. Seijmonsbergen. 2012. «Recent changes in patch characteristics and plant communities in the jalca grasslands of the Peruvian Andes». *Biotropica* 44(3):321-30.
- Vannote, Robin L., G. Wayne Minshall, Kenneth W. Cummins, James R. Sedell, y Colbert E. Cushing. 1980. «The River Continuum Concept». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1):130-37. doi: 10.1139/f80-017.
- Vellend, Mark. 2016. *The theory of ecological communities (MPB-57)*. Princeton University

Press.

Verhoef, Herman A., y Peter J. Morin. 2009. *Community Ecology: Processes, Models, and Applications*. OUP Oxford.

Vilca-Carhuapoma, Edgar. 2022. «Uso de los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de agua en ecosistemas lóticos en el Perú: una revisión». *South Sustainability* 3(2):e060. doi: 10.21142/SS-0302-2022-e060.

Villamarín, Christian, Maria Rieradevall, y Narcís Prat. 2020. «Macroinvertebrate diversity patterns in tropical highland Andean Rivers». *Limnetica* (2):667-91.

Vimos-Lojano, Diego J., Francisco Martínez-Capel, Henrietta Hampel, y Raúl F. Vázquez. 2019. «Hydrological influences on aquatic communities at the mesohabitat scale in high Andean Streams of Southern Ecuador». *Ecohydrology* 12(1):e2033. doi: 10.1002/eco.2033.

Vivar, Ronald, Hemani Larrea, Pedro Huaman, Mary Yong, y Gloria Perera. 1996a. «Some ecological aspects of the freshwater molluscan fauna of Pantanos De Villa, Lima, Peru». *Malacological Review* 29:65-68.

Vivar, Ronald, y Hernani Larrea. 1991. «Malacología médica en el Perú: Logros y perspectivas». *Boletín de Lima* 77: 29-31.

Vizcardo, Carla, y Patricia Gil-Kodaka. 2015. «Estructura de las comunidades macrozoobentónicas de los humedales de Ventanilla, Callao, Perú». *Anales científicos.*, 76(1): 1–11. <https://doi.org/10.21704/ac.v76i1.702> .

Ward, J. V., K. Tockner, D. B. Arscott, y C. Claret. 2002. «Riverine landscape diversity». *freshwater biology* 47(4):517-39. doi: 10.1046/j.1365-2427.2002.00893.x.

Willig, M. R., y S. J. Presley. 2018. «Biodiversity and disturbance». *The encyclopedia of the Anthropocene* 3:45-51.

Wohl, Ellen. 2017. «Connectivity in Rivers». *Progress in Physical Geography: Earth and*

Environment 41(3):345-62. doi: 10.1177/0309133317714972.

Wood, Paul J., David M. Hannah, y Jonathan P. Sadler. 2008. *Hydroecology and ecohydrology: past, present and future*. John Wiley & Sons.

Zilli, Florencia Lucila, y Mercedes Rosa Marchese. 2011. «Patterns in macroinvertebrate assemblages at different spatial scales. Implications of hydrological connectivity in a large floodplain river». *Hydrobiologia* 663:245-57.

Ensamble Zoobentónico de la Quebrada Chachacoma (Cajamarca: Perú): caracterización en dos períodos de muestreo

INFORME DE ORIGINALIDAD

16%

INDICE DE SIMILITUD

11%

FUENTES DE INTERNET

6%

PUBLICACIONES

6%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	Submitted to Universidad Científica del Sur	2%
	Trabajo del estudiante	
2	hdl.handle.net	1%
	Fuente de Internet	
3	Submitted to Universidad Nacional de Colombia	1%
	Trabajo del estudiante	
4	Submitted to Beckman High School	1%
	Trabajo del estudiante	
5	repositorio.urp.edu.pe	1%
	Fuente de Internet	
6	docplayer.es	1%
	Fuente de Internet	
7	Submitted to Universidad Ricardo Palma	<1%
	Trabajo del estudiante	
8	revistas.unl.edu.ec	<1%
	Fuente de Internet	

9

sedici.unlp.edu.ar

Fuente de Internet

<1 %

10

repositorio.accefyn.org.co

Fuente de Internet

<1 %

11

es.scribd.com

Fuente de Internet

<1 %

12

www.tdx.cat

Fuente de Internet

<1 %

13

fr.scribd.com

Fuente de Internet

<1 %

14

mediatum.ub.tum.de

Fuente de Internet

<1 %

15

bibliotecadigital.exactas.uba.ar

Fuente de Internet

<1 %

16

www.scielo.cl

Fuente de Internet

<1 %

17

www.researchgate.net

Fuente de Internet

<1 %

18

app.vpa.unellez.edu.ve

Fuente de Internet

<1 %

19

burjcdigital.urjc.es

Fuente de Internet

<1 %

20

edoc.pub

Fuente de Internet

<1 %

21	repository.ucc.edu.co Fuente de Internet	<1 %
22	www.scielo.sa.cr Fuente de Internet	<1 %
23	dadun.unav.edu Fuente de Internet	<1 %
24	zagan.unizar.es Fuente de Internet	<1 %
25	GOLDERASSOCIATESPERUS.A.. "Tercer ITS de la Segunda Modificación del Estudio de Impacto Social y Ambiental de la Unidad Minera Constancia-IGA0000903", R.D. N° 120-2019-SENACE-PE/DEAR, 2020 Publicación	<1 %
26	host170.sedici.unlp.edu.ar Fuente de Internet	<1 %
27	repositorio.uns.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
28	revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
29	repositorio.upao.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
30	"Diversidad biológica y genética de microartrópodos edáficos asociados a cultivos de vid en Chile Central", Pontificia Universidad Católica de Chile, 2022 Publicación	<1 %

31

Zuleyma Mosquera-Murillo, Lidis Maria Martinez-Cuesta, Oneyda Murillo-Mosquera, María Y. Mosquera-Perea. "Phytoperiphyton associated with lagoons generated by mining, San Juan river basin, Chocó-Colombia", Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica, 2020

Publicación

<1 %

32

repository.usta.edu.co

Fuente de Internet

<1 %

33

J. Fujiwara, K. Maeto, M. Yoshimura. "Effect of environmental factors on the abundance of riffle beetles (Coleoptera: Elmidae) and inhabiting aquatic insects within a reach scale, in Japan", Journal of Insect Conservation, 2022

Publicación

<1 %

34

Marcela Alejandra De Paul, Lilia Estela Neder de Román, Carmen Inés Viturro, Juan Pablo Villafañe. "Distribución espacio-temporal de Ephemeroptera (Arthropoda: Insecta) en ríos de Yungas de Jujuy (Argentina)", Biología Acuática, 2021

Publicación

<1 %

35

archivosdemedicinadeldeporte.com

Fuente de Internet

<1 %

36	infoagua-guayllabamba.ec Fuente de Internet	<1 %
37	libros.um.es Fuente de Internet	<1 %
38	repositorio.lamolina.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
39	repositorio.unsaac.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
40	Alcibíades Escárraga-Saavedra, Jairo A. Camacho-Reyes. "Composición de anuro- fauna asociada a la cuenca baja del río Bojabá (Cubará-Boyacá, Saravena-Arauca)", Orinoquia, 2019 Publicación	<1 %
41	bdigital.unal.edu.co Fuente de Internet	<1 %
42	bibdigital.epn.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
43	www.colibri.udelar.edu.uy Fuente de Internet	<1 %
44	www.edutecne.utn.edu.ar Fuente de Internet	<1 %
45	www.icm.csic.es Fuente de Internet	<1 %
	www.jove.com Fuente de Internet	<1 %

47

www.slideshare.net

Fuente de Internet

<1 %

48

Cristina Mabel Gualdoni, Ana M. Oberto.
"Estructura de la comunidad de
macroinvertebrados del arroyo Achiras
(Córdoba, Argentina): análisis previo a la
construcción de una presa", Iheringia. Série
Zoologia, 2012

Publicación

<1 %

49

FC INGENIERIA Y SERVICIOS AMBIENTALES
SOCIEDAD ANONIMA CERRADA. "EIA-SD del
Proyecto Industrial de Oleaginosas - Servicios
Agrarios de Pucallpa-IGA0015737", R.D. N°
0300-2019-PRODUCE/DVMYPE-I/DGAAMI,
2022

Publicación

<1 %

50

Revista Actualidades Biológicas. "IX Seminario
Colombiano de Limnología 2012, Medellín -
Colombia", Actualidades Biológicas, 2012

Publicación

<1 %

51

SNC LAVALIN PERU S.A.. "Primer ITS de la
Unidad Minera Cerro Lindo-IGA0002171", R.D.
N° 001-2019-SENACE-PE/DEAR, 2020

Publicación

<1 %

52

aquadocs.org

Fuente de Internet

<1 %

53	ciemep.conicet.gov.ar Fuente de Internet	<1 %
54	cybertesis.unmsm.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
55	limnetica.info Fuente de Internet	<1 %
56	pt.scribd.com Fuente de Internet	<1 %
57	repositorio.unne.edu.ar Fuente de Internet	<1 %
58	repositorio.unsa.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
59	repository.humboldt.org.co Fuente de Internet	<1 %
60	revistas.cientifica.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
61	revistas.unlp.edu.ar Fuente de Internet	<1 %
62	www.acueducto.com.co Fuente de Internet	<1 %
63	www.revistas.unitru.edu.pe Fuente de Internet	<1 %

www.scielo.org.pe

64

Fuente de Internet

<1 %

65

www.scipedia.com

Fuente de Internet

<1 %

66

Juan Guillermo Orrego-Meza, Isabel Cristina Hernández-Cortés, Jhon Faber Marulanda-López, Juan Mateo Rivera-Pérez et al. "Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia, Colombia", Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 2020

Publicación

<1 %

67

aprenderly.com

Fuente de Internet

<1 %

68

repositorio.unal.edu.co

Fuente de Internet

<1 %

69

"Los ríos de Morelia, ejes articuladores de la ciudad. Procesos históricos y relaciones socioambientales", Universidad Nacional Autónoma de México, 2020

Publicación

<1 %

70

Martín Merino Ibarra, Elva Guadalupe Escobar Briones. "Tendencias de Investigación en Limnología Tropical Perspectivas Universitarias en Latinoamérica", Universidad Nacional Autónoma de México, 2015

Publicación

<1 %

71

researchportal.unamur.be

Fuente de Internet

<1 %

72

www.scielo.org.mx

Fuente de Internet

<1 %

Excluir coincidencias Apagado

Excluir citas Activo

Excluir bibliografía Activo

