Universidad del Azuay

Facultad de Ciencia y Tecnología

Carrera de Biología

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO SILANTE EN LOS PÁRAMOS DE LA PARROQUIA INGAPIRCA MEDIANTE El USO DE MACROINVERTEBRADOS Y PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS.

Autor:

Julio Gonzalo Suárez Vásquez

Director:

Dr. Edwin Javier Zarate Hugo

Cuenca – Ecuador

2025

DEDICATORIA

Este trabajo va dedicado a una persona en especial, aunque ya no se encuentra entre nosotros sé que estaría orgullosa de haber culminado una etapa más, para mi abuelita Rosa Elvira Suárez quien ha sido uno de los pilares fundamentales en mi vida, de igual manera a mis padres Gonzalo y Susana quienes con su amor, apoyo y sacrifico y a pesar de las adversidades que se han presentado, han sabido sacarme adelante, de igual manera a mi pequeña hija Rafaela quien se convirtió en mi fuente de inspiración para seguir adelante, para Erika quien me ha enseñado demasiadas cosas de la vida y que con su apoyo y cariño he logrado muchas cosas para mis dos abuelos quienes son ejemplo de superación y responsabilidad, para mi hermana Carolina quien me reprende y apoya en todo momento, y toda mi familia quien ha sido participe de esta bonita aventura llena de aprendizajes, muchas gracias a todos.

.

AGRADECIMIENTO

Un agradecimiento especial al Dr. Edwin Zárate, quien con paciencia y dedicación me ha orientado a lo largo de este trabajo, así como a David Siddons, en su rol de codirector. También extiendo mi gratitud a todos los docentes que fueron parte de este recorrido académico. A mis compañeros y amigos que me apoyaron durante la labor de campo —ardua pero gratificante—, les agradezco profundamente. A la comunidad de Silante Alto, por abrir sus puertas y permitir el desarrollo de esta investigación. Al GAD Parroquial de Ingapirca, por su colaboración en logística e información, al GAD Municipal del Cantón Cañar, especialmente al Departamento de Gestión Ambiental, y a la Prefectura del Cañar, por aportar con datos valiosos que enriquecieron este estudio.

RESUMEN:

La presente investigación evaluó la calidad ecológica del río Silante, ubicado en la parroquia Ingapirca, mediante el análisis de macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. Se seleccionaron siete estaciones de muestreo distribuidas a lo largo de un gradiente altitudinal. Se aplicaron los índices ABI (Índice Biótico Andino), IHF (Índice de Hábitat Fluvial) y QBR-And (Índice de Calidad del Bosque de Ribera adaptado a los Andes), complementados con mediciones in situ de temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto y sólidos disueltos totales. Los resultados revelan una disminución en la calidad del agua desde las zonas altas hacia las más intervenidas, siendo la estación P5 (Filo de Silla) la más afectada por actividades antrópicas. Las estaciones ubicadas en áreas menos perturbadas presentaron mayor diversidad taxonómica, mejores condiciones del hábitat y mayor cobertura ribereña. El análisis de diversidad mostró que los índices de Shannon y Simpson fueron más altos en estaciones con mayor integridad ecológica. El análisis de varianza evidenció diferencias significativas en la conductividad y los sólidos disueltos. Se identificaron correlaciones positivas entre la diversidad y ciertos parámetros como temperatura y mineralización, y negativas con el pH y oxígeno disuelto. Este estudio resalta la importancia de los macroinvertebrados como bioindicadores para evaluar la salud ecológica de los ecosistemas altoandinos. Asimismo, se proponen estrategias de conservación como la reforestación con especies nativas, la implementación de cercas vivas y programas de educación ambiental. El estudio contribuye a la gestión sostenible del recurso hídrico en los páramos de Cañar.

Palabras clave: macroinvertebrados, calidad del agua, páramos, bioindicadores, microcuenca, río Silante.

Coordinador/Director de Tesis **Autor/Estudiante**

ABSTRACT:

This research evaluated the ecological quality of the Silante River, located in Ingapirca parish, through the analysis of aquatic macroinvertebrates and physicochemical parameters. Seven sampling stations were selected along an altitudinal gradient. The ABI (Andean Biotic Index), IHF (Fluvial Habitat Index) and QBR-And (Riparian Forest Quality Index adapted to the Andes) indices were applied, complemented by in situ measurements of temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen and total dissolved solids. The results reveal a decrease in water quality from highland areas towards more disturbed zones, with station P5 (Filo de Silla) being the most affected by anthropic activities. Stations located in less disturbed areas showed greater taxonomic diversity, better habitat conditions and greater riparian coverage. Diversity analysis showed that Shannon and Simpson indices were higher at stations with greater ecological integrity. Analysis of variance revealed significant differences in conductivity and dissolved solids. Positive correlations were identified between diversity and certain parameters such as temperature and mineralisation, and negative correlations with pH and dissolved oxygen. This study highlights the importance of macroinvertebrates as bioindicators for assessing the ecological health of high Andean ecosystems. Conservation strategies are also proposed, such as reforestation with native species, implementation of living fences and environmental education programmes. The study contributes to the sustainable management of water resources in the páramos of Cañar.

Keywords: macroinvertebrates, water quality, páramos, bioindicators, microbasin, Silante River.

Coordinador/Director de Tesis **Autor/Estudiante**

ÍNDICE

ÍNDICE IV
ÍNDICE DE TABLAS VI
ÍNDICE DE FIGURAS VI
Introducción 1
Objetivo general 3
Objetivos específicos 3
MÉTODOLOGÍA 4
Área de estudio 4
Muestreo de macroinvertebrados 6
Parámetros físicos y químicos 7
Análisis de datos 7
Índice Biótico Andino (ABI) 8
Índice de Calidad del Bosque de Ribera Andino (QBR-And) 9
Índice de Hábitat Fluvial (IHF) 10
Índices de diversidad (Shannon y Simpson) 11
Análisis de varianza (ANOVA) 11
RESULTADOS 13
Parámetros físicoquímicos del agua 13
Registro del Caudal del río Silante 14
Resultados de la Evaluación Ecológica 15
Evaluación de los índices IHF y QBR-And 16
Composición y diversidad de macroinvertebrados acuáticos 17
Índices de Diversidad 19

Índice de Shannon-Wiener 19

Índice de Simpson 19

Curvas Rango Abundancia 20

Correlación de los resultados de parámetros fisicoquímicos y los resultados biológicos 21

Análisis de Varianza (ANOVA) 22

DISCUSIÓN 23

BIBLIOGRAFÍA 27

ANEXOS 33

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Distribución de las estaciones de muestreo a lo largo de la microcuenca del río Silante 6

Tabla 2 Clasificación del estado ecológico ABI 9

Tabla 3 Clasificación de calidad según el Índice QBR-And 90

Tabla 4 Escala de valores de IHF adaptada a 100 puntos 101

Tabla 5 Parámetros fisicoquímicos de los distintos puntos ubicados en la microcuenca del río Silante 13

Tabla 6 Promedio de velocidad y caudal por estación de muestreo en la microcuenca del río Silante 15

Tabla 7 Valores del Índice Biótico Andino (ABI) en las estaciones de la microcuenca del río Silante 16

Tabla 8 Valores IHF y QBR-And de las estaciones de la microcuenca del río Silante.. 17

Tabla 9 Valores de los macroinvertebrados colectados en las estaciones durante los dos periodos de muestreo, con los órdenes y familias 18

Tabla 10 Análisis de varianza (ANOVA) para parámetros fisicoquímicos e índices de diversidad en la microcuenca del río Silante 22

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Ubicación geográfica de la microcuenca del río Silante en la parroquia Ingapirca, provincia del Cañar, Ecuador. Se presentan siete puntos de muestreo a lo largo del cauce, donde 2 estaciones específicamente son tanques de captación (C1, C2). 5

Figura 2 Índice de Shannon-Wiener a nivel de Familia 19

Figura 3 Índice de Simpson por cada una de las estaciones en la microcuenca alta del Silante 20

Figura 4 Curva de rango-abundancia de las familias de macroinvertebrados presentes en las cinco estaciones..... 21

Figura 5 Correlación de Pearson de parámetros fisicoquímicos y biológicos..... 22

Introducción

La expansión de la frontera agropecuaria en los páramos de la parroquia Ingapirca está generando una trasformación crítica del uso del suelo, afectando la estructura y función de ecosistema frágil. Las prácticas agrícolas intensivas y la ganadería extensiva provocan fragmentación del hábitat, compactación y erosión del suelo, además de alterar la vegetación nativa, compromete la capacidad de retención hídrica y la regulación ecosistémica (Hernández-Gómez et al., 2013). Esta degradación produce la reducción de biodiversidad nativa, favorece la invasión de especies exóticas y disminuye la estabilidad ecológica (Trama, et al., 2020).

El uso excesivo de agroquímicos y el manejo inadecuado del suelo cerca de fuentes hídricas favorecen la eutrofización, incrementando nutrientes como nitratos y fosfatos, alterando los ciclos biogeoquímicos y la calidad del agua (Soncco Murga & Alvarez Rivas, 2020). Además, el pisoteo del ganado incrementa la escorrentía y la carga de sedimentos, afectando la composición de macroinvertebrados acuáticos, indicadores clave de salud ecológica por su sensibilidad a variaciones en oxígeno y turbidez (Herrera et al., 2023).

La creciente presión sobre los recursos hídricos, debida a la contaminación y sobreexplotación, afecta tanto la salud pública como la integridad de los ecosistemas (Benítez et al., 2021). A nivel global, la competencia por el acceso al agua se agudiza debido a su escasez, dado que solo el 2,5% del agua del planeta es dulce, y una fracción menor es de acceso directo (Gómez-Duarte, 2018; Silva-Hernández et al., 2020).

Los páramos altoandinos proveen servicios ecosistémicos esenciales como la regulación hídrica, estabilidad climática y conservación biocultural (Lozano Rodríguez et al., 2021). En este sentido, los ecosistemas altoandinos ecuatorianos son fundamentales para mantener la calidad y cantidad del agua, aunque enfrentan amenazas como la

contaminación de acuíferos y el cambio climático, que altera los patrones de precipitación (Sánchez & Tello, 2019; Velepucha et al., 2022).

Según el Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del Cantón Cañar (2020), el 49,67% de su red hidrográfica corresponde a cauces de primer orden, esenciales para el abastecimiento hídrico local. Frente a ello, el presente estudio evaluó la calidad del agua mediante variables fisicoquímicas (temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad) y el análisis de macroinvertebrados como bioindicadores. Estas herramientas permiten identificar contaminación y evaluar la salud ecológica, aunque su aplicación en zonas rurales puede verse limitada por su costo (Cardenas et al., 2023; institutodelaguaes, 2024).

Es por ello que el uso de macroinvertebrados proporciona una alternativa efectiva para evaluar la salud ecológica de los cuerpos de agua, permitiendo identificar impactos de contaminación y alteraciones del hábitat (Murillo-Montoya et al., 2018).

Los macroinvertebrados dulceacuícolas son organismos visibles sin necesidad de instrumentos ópticos, que habitan en sistemas lóticos. Algunos grupos, como crustáceos, moluscos y ciertos insectos, pasan casi toda su vida en el agua, mientras que otros, como efímeras, libélulas y mosquitos, solo viven en el agua durante su fase juvenil, siendo terrestres en su etapa adulta. Existen excepciones, como Dryopidae y Nematomorpha, que permanecen completamente acuáticos. Su desarrollo varía según factores como la temperatura del agua y la disponibilidad de alimento, y puede extenderse desde unas semanas hasta varios años (Hanson et al., 2010; Murillo-Montoya et al., 2018).

Al ser estos organismos indicadores biológicos reflejan la integridad ecológica de los sistemas dulceacuícolas. La diversidad taxonómica máxima de los macroinvertebrados se observa en ambientes fluviales prístinos con elevadas concentraciones de oxígeno disuelto. Por el contrario, los ecosistemas acuáticos que han sido sometidos a perturbaciones ambientales, ya sean de origen antropogénico o debido

a contaminantes específicos, presentan una disminución progresiva en su riqueza de especies y modificaciones estructurales en la composición taxonómica de sus comunidades, para la evaluación de la calidad hídrica, se han establecido múltiples protocolos metodológicos de biomonitoreo. Los macroinvertebrados ofrecen una herramienta analítica de alta precisión y rentabilidad económica, lo que ha permitido su integración generalizada en programas de vigilancia ambiental a nivel global (Orozco-González & Ocasio-Torres, 2023). Por lo que constituyen una alternativa para evaluar la salud ecológica de estos ecosistemas, permitiendo identificar alteraciones del hábitat (Murillo-Montoya et al., 2018). Sin embargo, para Gastezzi-Arias et al. (2023) su análisis debe complementarse con datos fisicoquímicos para obtener una evaluación integral.

Los resultados de este estudio aportan información clave para apoyar la gestión sostenible del agua en la microcuenca del río Silante, además para facilitar la toma de decisiones para su conservación y el bienestar de las comunidades que dependen de este recurso.

Objetivo general

Conocer el estado de la calidad del agua del Río Silante en los páramos de la Parroquia Ingapirca mediante el uso de macroinvertebrados como bioindicadores y parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto).

Objetivos específicos

Determinar la calidad del agua usando como bioindicadores a la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca alta del río Silante de los páramos de Ingapirca.

Establecer la relación de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos con - parámetros fisicoquímicos del agua medidos in-situ (pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad).

Determinar la calidad de agua mediante índices específicos adaptados para los páramos integrando los datos biológicos y fisicoquímicos y proponer medidas de gestión y conservación.

MÉTODOLOGÍA

Área de estudio

La investigación se desarrolló en la microcuenca del río Silante, situada al noreste de la parroquia Ingapirca, en la comunidad de Silante Alto, bajo la jurisdicción del cantón Cañar, provincia del Cañar, Ecuador. Esta microcuenca presenta una gradiente altitudinal que oscila entre los 3278 a 4143 metros sobre el nivel del mar (msnm) de acuerdo como fluctúa el rango altitudinal entre las comunidades.

La parroquia está situada en una región de notable biodiversidad, incluye varios ecosistemas como bosques montanos siempre verdes nublados, pastizales y páramos predominantes en las zonas altas, es importante mencionar que la microcuenca alta del río Silante atraviesa el Parque Nacional Sangay, mismo que ocupa un 61,91% del territorio parroquial, equivalente a 25650.15 hectáreas, desempeñando un papel fundamental en la conservación de la biodiversidad, albergando múltiples ecosistemas y especies nativas, además de fomentar el turismo. Estas características ecológicas y su impacto económico hacen de Ingapirca un modelo de interacción entre conservación ambiental y desarrollo regional.

Tomando en cuenta los datos del Gobierno Autónomo Descentralizado (GAD) Parroquial de Ingapirca, la temperatura promedio anual varía entre 4 y 12 °C, con mínimas que pueden llegar a los 0 °C por las noches. La precipitación media mensual es

de 113 mm. La microcuenca del río Silante ocupa aproximadamente el 26.66% de la superficie total de la parroquia, con una extensión de 11044,74 ha, de acuerdo con la actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial (PDOT,2023-2027).

Las quebradas de Ishcayacu, Chanton, Tablarumi, Yanasacha, Santa Martha, Villacshi y Turches alimentan a la microcuenca del río Silante, mismo que atraviesa gran parte del territorio parroquial, confluyendo con el río Cebadas cerca de la cabecera parroquial. Este invaluable recurso hídrico sostiene a diversas comunidades, incluida Silante Alto, misma que lidera su gestión para actividades agrícolas, como el riego, y ganadera. Las comunidades beneficiarias de esta microcuenca sostienen su economía principalmente en la ganadería, donde destacan la producción lechera y la cría de ganado de lidia, que es destinado al alquiler para eventos taurinos. Además, la agricultura complementa significativamente los ingresos de los pobladores, fortaleciendo su sostenibilidad económica.

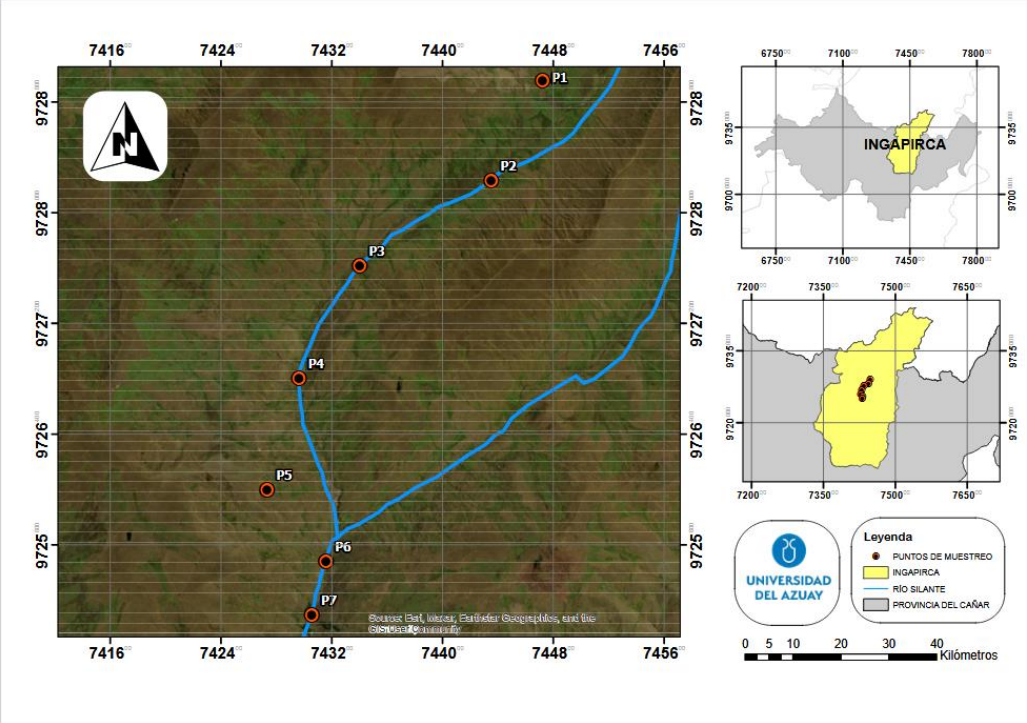


Figura 1 Ubicación geográfica de la microcuenca del río Silante en la parroquia Ingapirca, provincia del Cañar, Ecuador. Se presentan siete puntos de muestreo a lo largo del cauce, donde 2 estaciones específicamente son tanques de captación (C1, C2).

Tabla 1 Distribución de las estaciones de muestreo a lo largo de la microcuenca del río Silante

Localidad	Código	X	Y	Altitud
Pie de Machurco	C1	-2.418660	-78.81466	4017 m
Pie de Machurco	P1	-2.418117	- 78.81465	3695 m
Ishcayacu A	P2	-2.4194	-78.81462	3694 m
Ishcayacu B	P3	-2.41505	-78.79675	3695 m
Zoila Sonora	P4	-2.45112	-78.7963	3798 m
Tablon	C2	-2.47377	-78.81462	3706 m
Filo de Silla	P5	-2.49988	-78.81603	3653 m

Nota: Se identificaron 7 estaciones a lo largo de la microcuenca del Río Silante. Dos estaciones (C1, C2) son los puntos de captación de agua potable. P indica las estaciones en donde se llevaron a cabo el muestro de macroinvertebrados.

Muestreo de macroinvertebrados

Se realizó un plan de monitoreo que consistió en la recolección de los macroinvertebrados en cinco diferentes estaciones, cabe recalcar que dentro de cada estación se colectaron tres submuestreos con el fin de colectar el mayor número de individuos para lograr una mayor robustez en el análisis de datos y con ello la relevancia significativa al momento de conocer los resultados de la calidad ecológica del río. Estos puntos fueron seleccionados mediante un recorrido de campo, considerando una distancia aproximada de entre 500 metros a 1 kilómetro de distancia entre cada estación. El muestreo se dividió en dos fases, la primera fase se realizó el 19 de diciembre de 2024 al final de la sequía y una réplica a mediados del mes de marzo.

La recolección de las muestras fue utilizando una red tipo “D” de 500 micras de diámetro de ojo de malla, para capturar los macroinvertebrados basados en el protocolo CERA (Acosta et al., 2009; Guallo et al., 2018), mismo que consistía en remover el sustrato del fondo del río con un esfuerzo de muestreo de 3 minutos por cada submuestra, 9 minutos por cada estación. Las tres submuestras fueron tomadas en un tramo del río de aproximadamente de 50 metros. Para los muestreos se priorizó los rápidos ya que son los

que más diversidad albergan, se consideró la profundidad que permita hacer el muestreo, también se consideraron los fangos, hojarasca y rocas con el objetivo de lograr una muestra representativa de la diversidad de macroinvertebrados.

Posteriormente las muestras recolectadas en la red se colocaron en una bandeja de fondo blanco y mediante pinzas fueron separados los macroinvertebrados de la hojarasca y piedras. Los especímenes fueron depositados en frascos de plástico etiquetados con la estación a la que correspondía, dichos envases contenían alcohol etílico al 70 % óptimo para la conservación de los individuos hasta su identificación en el laboratorio.

Parámetros físicos y químicos

Se midieron parámetros fisicoquímicos in situ, como temperatura (°C), pH, conductividad eléctrica (µS/cm), oxígeno disuelto (mg O_2/L) y sólidos disueltos totales (mg/L) para dichas mediciones se ocupó un pHmetro HANNA HI 991330 y un Oximetro YSI Professional Series DIGITAL, previamente calibrados para garantizar la precisión de los datos, siendo esencial para evaluar la calidad del agua y entender las dinámicas de los ecosistemas acuáticos de alta montaña.

También se tomaron otros datos como medición de caudal, este proceso ayudó a cuantificar el volumen del agua que fluye a través de una sección transversal del río en un tiempo determinado (Alvarado, 2017).

Análisis de datos

Para determinar el estado ecológico de los tramos fluviales en la microcuenca, se implementaron tres índices estandarizados diseñados específicamente para ecosistemas altoandinos: el Índice Biótico Andino (ABI), el índice de Calidad del Bosque de Ribera Andino (QBR-And) y el Índice de Hábitat Fluvial(IHF). Estos instrumentos

complementan el análisis fisicoquímico del agua, al proporcionar información estructural y biológica clave lo que permite un diagnóstico ecológico integral.

Índice Biótico Andino (ABI)

El ABI representa una metodología analítica para la evaluación biológica basada en la sensibilidad ecológica de las familias de macroinvertebrados acuáticos, es una adaptación derivada del BMWP, considerando las características hidrológicas, altitudinales y faunísticas de los ecosistemas altoandinos, permitiendo una evaluación más precisa de la calidad del agua en ambientes altoandinos (Castillo et al., 2021).

Para su cálculo se efectúa mediante el registro del número de familias bentónicas presentes en cada estación y se le asigna a cada una de ellas un valor de numérico de acuerdo a su tolerancia a contaminantes orgánicos. El resultado obtenido permite llevar a cabo la clasificación de la calidad biológica del cuerpo de agua en cinco categorías, desde muy buena hasta pésima; lo que a su vez se encuentra en relación con el grado de alteración ecológica y la funcionalidad del ecosistema fluvial (Acosta et al., 2009).
Para el caso de Ecuador el ABI clasifica las categorías de calidad ecológica de la siguiente manera:

Tabla 2 Clasificación del estado ecológico ABI

Estado Ecológico	Valor
Muy bueno	>96
Bueno	59-96
Moderado	35-58
Malo	14-34
Pésimo	<14

Fuente: (Acosta et al., 2009)

Índice de Calidad del Bosque de Ribera Andino (QBR-And)

El Índice de calidad de Ribera (QBR) nos permitió evaluar la calidad ecológica de las riberas mediante parámetros como la cobertura vegetal, la estructura y naturalidad del canal fluvial, siendo una herramienta clave que permite identificar áreas degradadas y establecer acciones de restauración (Hernández Vargas et al., 2020).

Este índice también desarrollado para ecosistemas mediterráneos por Munné et al. (2003) específicos para la vegetación ribereña y su capacidad para cumplir funciones ecológicas clave, como la protección del cauce, el aporte de materia orgánica y la conexión ecosistémica entre ambiente terrestres y acuáticos. Esta versión andina del QBR clásico ha sido modificada para albergar la composición vegetal típica de ecosistemas de páramo y puna, incluyendo coberturas como matorrales, pajonales y bosques andinos. Dentro de este ajuste se valoran cuatro atributos fundamentales: la cobertura total de vegetación , la estructura vertical , la calidad florística donde se toma en cuenta la presencia de especies nativas o exóticas y el grado de naturalidad del canal, el puntaje total varia de 0 a 100, categorizando la calidad en cinco rangos, desde ¨muy buena¨ hasta ¨pésima¨(Acosta et al., 2009).

Tabla 3 Clasificación de calidad según el Índice QBR-And

Nivel de Calidad	QBR-And	Color representativo
Vegetación de ribera sin alteraciones. Calidad muy buena. Estado natural	> 96	Azul
Vegetación ligeramente perturbada. Calidad buena	76-95	Verde
Inicio de alteración importante. Calidad intermedia	51-75	Amarillo
Alteración fuerte. Mala calidad	26-50	Naranja
Degradación extrema. Calidad pésima	< 25	Rojo

Fuente: (Acosta et al., 2009)

Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

El IHF permite analizar la heterogeneidad estructural del hábitat físico tanto en ríos como quebradas, tomando en cuenta variables como la diversidad de sustratos, la morfología del cauce, la cobertura de vegetación sobre el canal, así mismo la presencia de refugios para organismos acuáticos, entre otros elementos. Dicho índice, fue desarrollado originalmente para sistemas mediterráneos por Pardo et al. (2002), pero ha sido adaptado para ríos altoandinos, donde se aplica mediante observación directa en campo y con base en una matriz de puntuación. Los valores resultantes se interpretan dentro de rangos de calidad, clasificando al hábitat desde condiciones óptimas mayor a 75 puntos, hasta altamente degradados menor a 40 puntos, lo que permite inferir la capacidad del sistema para mantener comunidades biológicas diversas (Acosta et al., 2009).

Lo cual la convierte en una herramienta valiosa para monitorear el impacto en las actividades antropogénicas y de esta manera diseñar estrategias de conservación (Palma et al., 2009; Trama S., et al., 2020).

Tabla 4 Escala de valores de IHF adaptada a 100 puntos

IHF (0–100)	Calidad física del hábitat
> 75	Muy buena
60 – 74	Buena
35 – 59	Moderada
< 35	Mala

La escala de valores del IHF original tiene una puntuación máxima de 70 puntos, pero ha sido adaptado a 100 puntos para ecosistemas alto andinos
Fuente: (Acosta et al., 2009)

Para evaluar la diversidad biológica de los macroinvertebrados, se emplearon índices alfa, índice de dominancia de Simpson y equidad de Shannon, manejando el programa R studio, además se realizó un ANOVA Cita para identificar diferencias significativas entre las estaciones de muestreo y finalmente se hizo un análisis de correlación, con la finalidad de comprender las variaciones en la diversidad y la relación entre las variables ambientales.

Índices de diversidad (Shannon y Simpson)

Los índices de diversidad, como Shannon y Simpson, son ampliamente utilizados para evaluar la estructura de las comunidades biológicas. El índice de Shannon (H') mide la incertidumbre en predecir la identidad de una especie al azar, capturando tanto la riqueza como la equitatividad; sus unidades están expresadas en bits, y es sensible tanto a especies raras como comunes. Esto lo hace adecuado para caracterizar gradientes de biodiversidad en ecosistemas complejos como los altoandinos(Kunakh et al., 2023). Por otro lado, el índice de Simpson (D) estima la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar pertenezcan a especies distintas. Su comportamiento es más robusto ante cambios en el tamaño de muestra y se considera adecuado para estudiar patrones de dominancia de especies comunes, como sucede en ecosistemas impactados por actividades antrópicas(Kunakh et al., 2023).

Análisis de varianza (ANOVA)

Es una herramienta estadística utilizada para determinar si existen diferencias significativas o no entre grupos en una variable continua. Es especialmente útil en estudios ecológicos para comparar parámetros fisicoquímicos y biológicos entre estaciones, lo que permite identificar gradientes ambientales y áreas con distintos niveles

de impacto humano. Sin embargo, es importante considerar la independencia de las observaciones, ya que, en casos de datos correlacionados o medidas duplicadas, el uso de ANOVA puede generar falsos positivos (Yu et al., 2022).

RESULTADOS

Parámetros físicoquímicos del agua

Los parámetros fisicoquímicos analizados permiten caracterizar la calidad de cada una de las estaciones que se establecieron dentro de la microcuenca del río Silante. Dentro de la tabla 8 se puede apreciar que no existe mucha variación en los datos, excluyendo a los puntos C1 y C2 ya que conforman los tanques de captación del agua potable de la comunidad de Silante Alto, dichos puntos arrojaron valores similares en los dos muestreos desde un pH casi neutral. La conductividad logra mantenerse, pero con variación entre las dos replicas muestreadas, sin embargo, el oxígeno disuelto presenta una inconsistencia en el punto C2 ya que marca un elevado valor, signo de una sobre-saturación de oxigeno que marca el equipo, debido a que este punto presenta una inyección de aire para aumentar la presión en el agua que llega hacia el tanque. La Temperatura fluctúa de una manera esterada, tomando en cuenta diferencias altitudinales y épocas de muestreo, registrando el valor mínimo en 8,3 grados Celsius y una máxima de 14,2 grados Celsius. Los sólidos disueltos totales poseen cierto grado de fluctuación con valores minimos de 23 y maximos de 83. Resultando ser valores característicos de ecosistemas altoandinos, lo cual refleja que no existe demasiada perturbación en ciertas estaciones, revisar la ilustración gráfica en el anexo 1.

Tabla 5 Parámetros fisicoquímicos de los distintos puntos ubicados en la microcuenca del río Silante

Estación	Muestreo	Temperatura	Conductividad	Solidos Disueltos	pH	Oxígeno Disuelto
C1	M1	8,7	163	83	6,7	6,3
C1	M2	8,3	162	81	6,16	6,3
P1	M1	13,7	91	47	7,2	6,6
P1	M2	10,4	67	34	6,8	6,7
P2	M1	13,2	67	34	6,8	6,3
P2	M2	9,4	57	29	6,9	7,0
P3	M1	14,2	71	39	6,9	6,2
P3	M2	11,4	54	28	6,9	6,7
P4	M1	13,1	70	36	7,4	6,4
P4	M2	11,6	48	28	6,81	6,6
C2	M1	10,6	39	20	6,9	6,4
C2	M2	10,5	152	78	6,2	11,1
P5	M1	9,7	45	23	7,18	6,9
P5	M2	11,7	54	27	6,9	6,7

Registro del Caudal del río Silante

Los datos obtenidos muestran una variabilidad espacial y temporal en el caudal en las diferentes estaciones de muestreo, lo que evidencia contrastes importantes en la dinámica hidrológica de la microcuenca. La estación P5 presentó el valor más alto durante el segundo muestreo (1468,48 L/s), posiblemente del resultado de un mayor aporte hídrico o por condiciones morfológicas particulares del cauce en ese sector. En

comparación, la estación P1 mostró los caudales más bajos, especialmente en el primer muestreo (290 L/s), posiblemente debido a una menor afluencia superficial o secciones transversales más limitadas. Es por ello que esta heterogeneidad en el régimen de caudales muestra diferencias locales en la dinámica hidrológica de la microcuenca, que podrían repercutir en los parámetros fisicoquímicos y en la organización ecológica de comunidades acuáticas.

Tabla 6 Promedio de velocidad y caudal por estación de muestreo en la microcuenca del río Silante

Estación	Muestreo	Caudal promedio (L/s)
P1	1	290
P1	2	557,14
P2	1	292
P2	2	492,12
P3	1	507
P3	2	451,46
P4	1	581
P4	2	638,48
P5	1	603,75
P5	2	1468,48

Resultados de la Evaluación Ecológica

Evaluación de calidad biológica (ABI)

En la microcuenca se logró identificar distintas familias de macroinvertebrados, las cuales reflejan el estado de conservación del ecosistema, ya que ciertos individuos son sensibles o tolerantes a la contaminación en el agua. La estación P1, alcanzó el valor de 91 puntos, lo que indica una calidad biológica buena, debido a la presencia de familias sensibles como Elmidae y Leptoceridae. P2 mostró similaridad sumándose a la categoría de buena, evidenciando una comunidad equilibrada con familias representativas de un buen estado ecológico. Por otro lado, la estación P3 destacó con un valor de 98 puntos,

lo que indica una calidad muy buena, con presencia de familias altamente sensibles a contaminantes. En P4 tuvo un valor de 72 puntos lo que la cataloga como una estación ecológica de buena, debido a la diversidad presentada en el sitio, sin embargo, la estación P5, los valores alcanzados fueron menores a 34 puntos, específicamente 28 puntos, lo cual se clasifica como mala calidad, esto debido a la presencia de familias altamente tolerantes a la contaminación, destacando familias como Chironomidae, Tipulidae, así como también presencia de vegetación exótica y una evidente alteración del entorno por diversas actividades antrópicas.

Tabla 7 Valores del Índice Biótico Andino (ABI) en las estaciones de la microcuenca del río Silante.

Estación	Valor estimado ABI	Categoría de calidad
P1	91	Buena a muy buena
P2	86	Buena a muy buena
P3	98	Muy buena
P4	72	Buena a muy buena
P5	28	Mala

Evaluación de los índices IHF y QBR-And

La evaluación de las 5 estaciones de muestreo en la microcuenca del río Silante, a través de los índices IHF y QBR-And mostró diferencias tanto en la calidad del hábitat como en la vegetación ribereña. En la estación P1, obtuvo condición muy buena para ambos índices, con valores de 78 para IHF y 93 en QBR-And, lo cual refleja una alta heterogeneidad del sustrato y una vegetación ribereña continua y conservada. En el punto P2, su IHF fue de 67, evidenciando menor complejidad estructural, pero natural; mientras que en el QBR-And logro los 88 puntos, lo que indica un estado de cobertura vegetal bueno. El punto P3 presentó 80 puntos en IHF y 93 en QBR-And, reflejando un cauce diverso y vegetación autóctona muy bien conservada. Para la estación P4 los valores obtenidos fueron de 68 en IHF y 88 en QBR-And, lo que señala un cauce en buen estado y vegetación estable sin mucha intervención antrópica. Por último, se encuentra la

estación P5 misma que muestra un deterioro más evidente en su calidad de hábitat, logrando obtener 55 puntos con IHF, mientras que el valor en QBR-And fue de 45 puntos, lo que corresponde una calidad mala, atribuible a la siembra de especies exóticas, como el Pino, mismo que afecta negativamente la estructura y funcionalidad del ecosistema ripario.

Tabla 8 Valores IHF y QBR-And de las estaciones de la microcuenca del río Silante

Estación	Índice	Valor	Categoría de calidad
P1	IHF	78	Muy buena
	QBR-And	93	Muy buena
P2	IHF	67	Buena
	QBR-And	88	Muy buena
P3	IHF	80	Muy buena
	QBR-And	93	Muy buena
P4	IHF	68	Buena
	QBR-And	88	Muy buena
P5	IHF	55	Intermedia
	QBR-And	45	Mala

Composición y diversidad de macroinvertebrados acuáticos

Composición taxonómica y distribución de la abundancia.

De acuerdo a lo indicado en la tabla 9, se registraron 1118 individuos pertenecientes a diferentes órdenes y familias de macroinvertebrados acuáticos, con mayor abundancia en la estación P1 con 200 registros en el primer muestreo y 211 para el segundo y P2 con 157 en la segunda replica de muestreo, mientras que P5 obtuvo los valores más bajos en ambos muestreos con registro total de 149 individuos. Diptera es el orden que domino la composición taxonómica a nivel general con 480 individuos, principalmente representado por Chirionomidae, donde mayor la abundancia tiene en la estación P5, seguida de la estación P2. Amphipoda se posiciona como el segundo orden más numeroso con su única

familia Hyalellidae, con un total de 241 individuos colectados, teniendo mayor presencia en la estación P1 con 192 registros en ambos muestreos realizados. En tercer lugar, de los órdenes más numerosos se encuentra Trichoptera con 174, prevaleciendo en P1 y P2 respectivamente, siendo Hydrobiosidae la familia dominante con un registro de 94. Ephemeroptera posee un valor de 71 individuos, compuestos principalmente de la familia Leptohyphidae, mientras que Coleoptera, Plecoptera y Oligochaeta mostraron una menor representación en comparación con los otros ordenes más abundantes, a la vez que Collembola (4) y Hemiptera (1) fueron os ordenes con menos registros, la ilustración grafica de macroinvertebrados se puede encontrar en los anexos 2 y 3.

Tabla 9 Valores de los macroinvertebrados colectados en las estaciones durante los dos periodos de muestreo, con los órdenes y familias

Taxón	P1 M1	P1 M2	P2 M1	P2 M2	P3 M1	P3 M2	P4 M1	P4 M2	P5 M1	P5 M2	Total general
Amphipoda	129	63	2	14	0	0	0	14	1	17	240
Hyalellidae	129	63	2	14	0	0	0	14	1	17	240
Coleoptera	7	16	10	7	0	0	7	2	2	0	51
Elmidae	12	5	0	0	3	0	0	0	0	0	20
Haliplidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Hydrophilidae	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3
Sartidac	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4
Scirtidae	2	4	7	4	7	4	2	2	2	0	34
Collembola	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4
Enmobridae	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4
Diptera	34	43	53	68	52	36	28	80	58	25	477
Chironomidae	10	13	32	26	36	19	15	38	45	13	247
Psychodide	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4
Simulidae	0	4	9	20	2	12	0	19	8	5	79
Tipulidae	24	22	12	22	14	5	13	23	5	7	147
Ephemeroptera	0	29	5	3	5	3	12	3	10	1	71
Bateidae	0	3	0	0	0	0	3	0	2	0	8
Leptohyphidae	0	26	5	3	5	3	12	3	8	1	66
Hemiptera	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Mesovelidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Oligochaeta*	1	11	2	11	0	8	12	8	0	6	59
Plecoptera	4	11	1	6	0	7	1	0	4	3	37
Gripopterygidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Perlidae	4	11	0	6	0	7	1	0	4	3	36
Trichoptera	20	38	1	45	3	29	12	8	2	17	175
Hydrobiosidae	12	19	1	13	3	14	12	8	2	10	94
Leptoceridae	5	11	0	12	0	8	0	0	0	2	38
Limnephilidae	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3

Odontocenidae	0	8	0	19	0	7	0	0	0	5	39
Perlidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Total general	200	211	64	157	67	83	72	115	77	72	1118

Índices de Diversidad

Índice de Shannon-Wiener

El análisis del índice de Shannon a nivel de familia taxonómica evidenció que la estación muestreada P1 alcanzó los valores más altos de diversidad (2.1), lo que indica condiciones ecológicas propicias para el desarrollo de una comunidad estable y equilibrada. Por otro lado, P2, P3 y P5 registraron valores similares, cercanos a 2.0, mientras que P4 presentó el menor índice de diversidad (1.9). La limitada variación observada entre estaciones (rango de 1.9 a 2.1) refleja comunidades con niveles de diversidad moderadamente elevados y consistentes en toda el área de estudio.

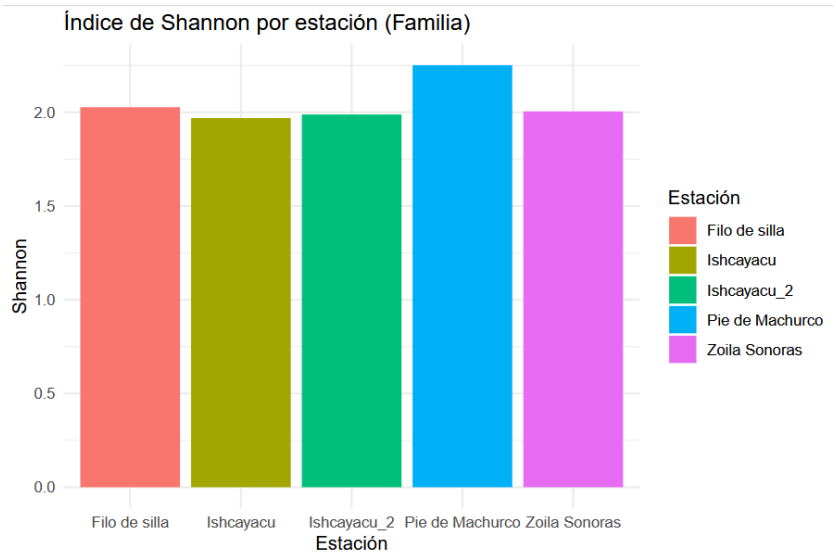


Figura 2 Índice de Shannon-Wiener a nivel de Familia

Índice de Simpson

El índice de Simpson, calculado a nivel de familia taxonómica de los macroinvertebrados, mostró valores consistentemente altos en las cinco estaciones evaluadas (rango: 0.74–0.82), indicando una distribución relativamente equitativa de

abundancias entre las familias de macroinvertebrados acuáticos. En donde P1 presentó el valor más alto (0.82), reflejando la mayor equitatividad y una baja dominancia de taxones. Le siguieron P3 y P5 (0.80 y 0.78, respectivamente), también indicativas de comunidades bien estructuradas. P2 (0.76) y P4 (0.74) presentaron valores ligeramente inferiores, sugiriendo una mayor dominancia relativa. No obstante, la escasa amplitud del rango observado sugiere una homogeneidad estructural general entre estaciones a lo largo de la microcuenca.

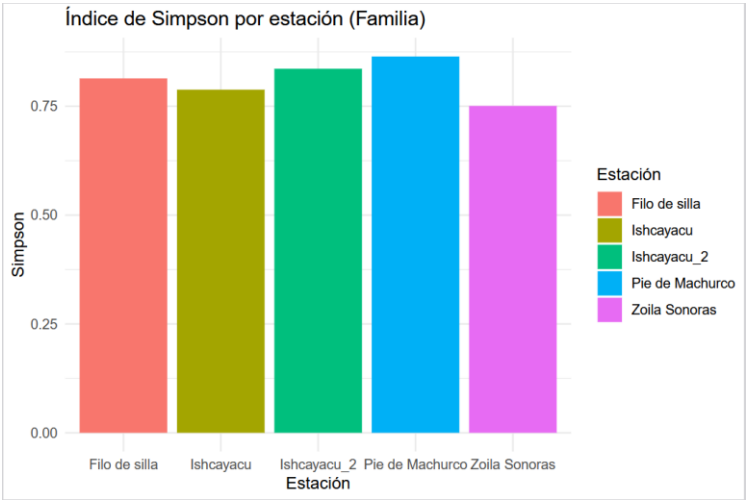


Figura 3 Índice de Simpson por cada una de las estaciones en la microcuenca alta del Silante

Curvas Rango Abundancia

Los gráficos evidencian que cada estación exhibe patrones distintivos en cuanto a abundancia y riqueza específica. Particularmente, la estación P1 se caracteriza por presentar la mayor riqueza específica; además, su distribución con una "cola" prolongada que incorpora especies poco frecuentes, característica no reflejada en las demás zonas. Las otras estaciones muestran niveles inferiores de riqueza y abundancia, con distribuciones inequitativas donde pocas familias agrupan la mayor proporción de individuos. Este comportamiento apunta a una estructura comunitaria jerárquica, con gradientes de dominancia similares entre sitios, pero diferencias notables en los niveles de diversidad.

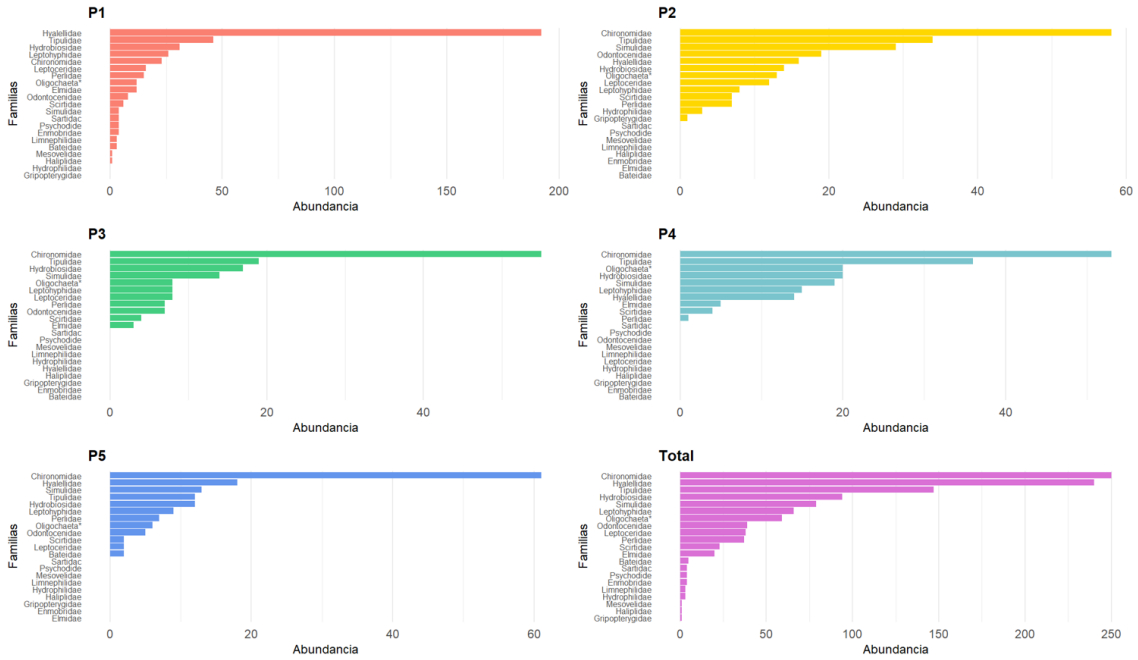


Figura 4 Curva de rango-abundancia de las familias de macroinvertebrados presentes en las cinco estaciones.

Correlación de los resultados de parámetros fisicoquímicos y los resultados biológicos

El análisis de la correlación de Spearman revela una asociación positiva y significativa entre los índices de diversidad de Simpson y Shannon, lo cual respalda su función complementaria en la evaluación de la biodiversidad dentro de los ecosistemas analizados. Las correlaciones moderadas con variables ambientales como temperatura, oxígeno disuelto y conductividad, reflejan su influencia sobre la estructura de la comunidad biológica. Por su parte, la correlación negativa del pH indica que las variaciones de acidez en el agua podrían modificar la composición de especies. Dada la baja disponibilidad de los datos (2 repeticiones en 2 meses), solo fue posible detectar una correlación general debido a que la variación estándar ocurría en todas las estaciones.

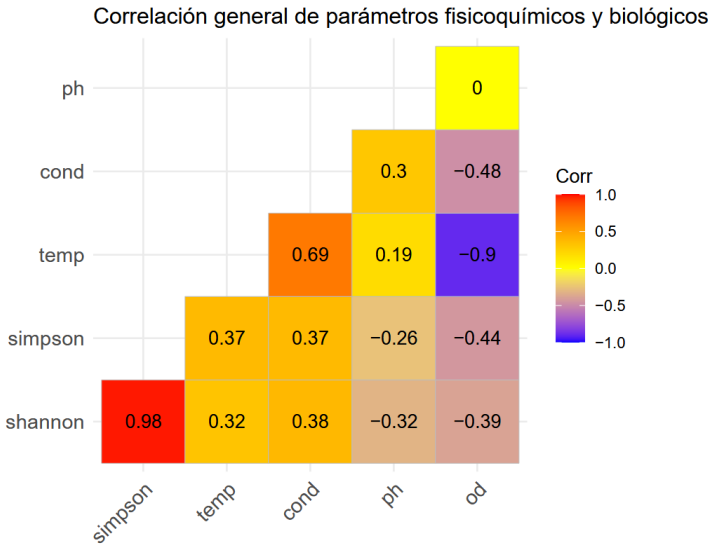


Figura 5 Correlación de Pearson de parámetros fisicoquímicos y biológicos

Análisis de Varianza (ANOVA)

Con este análisis se evidenció que la conductividad y los sólidos disueltos presentaron grandes diferencias entre las estaciones muestreadas ($p < 0.001$), lo que muestra una variación espacial entre estos parámetros, lo que refleja que ciertas estaciones acumulan mayores concentraciones de sales o carga iónica, posiblemente producto de impactos antrópicos, tales como prácticas ganaderas o modificaciones en el uso del suelo. Por el contrario, variables como la temperatura, el pH y los índices de diversidad de Shannon y Simpson no mostraron diferencias significativas ($p > 0.05$), lo que indica una mayor homogeneidad ecológica en esos factores a lo largo del área de estudio.

Tabla 10 Análisis de varianza (ANOVA) para parámetros fisicoquímicos e índices de diversidad en la microcuenca del río Silante

Variable	p valor	Significancia
Conductividad	< 0.001	***
Temperatura	> 0.05	ns
pH	> 0.05	ns
Índice de Shannon	> 0.05	ns
Índice de Simpson	> 0.05	ns

DISCUSIÓN

La investigación sobre la calidad ecología y del agua, de la microcuenca del río Silante, evaluada a través de parámetros fisicoquímicos, estructurales y biológicos, muestra patrones espaciales claros en las estaciones de estudio. Dichas zonas como P3 y P1, indican condiciones ecológicas favorables, sin embargo, P5 refleja signos de alteración ambiental.

El Índice Biótico Andino (ABI) mostró claras diferencias entre cada una de las estaciones. La estación P3 alcanzó un valor de 98 puntos, clasificándose como muy buena, mientras que las estaciones como P1 y P2 registran valores de 91 y 86 respectivamente, indicando condiciones biológicas muy buenas, estos valores del ABI se asocian a niveles de calidad de agua altos, como se documenta en el estudio de Gil-Gonzalez et al. (2023) donde se asocia este tipo de valores a aguas de muy buena calidad con presencia de familias sensibles a contaminación. En contraste el punto P5 presentó un valor de 28 puntos, lo cual revela una calidad ecológica mala, relacionada con la dominancia de familias tolerantes como Chironomidae y Oligochaeta. Esto ha sido evidenciado en otros estudios como el realizado por Moreno y Gutiérrez (2019) que menciona que este tipo de valores bajos del ABI, con abundancias de familias tolerantes evidencian la disminución de calidad del agua. Que en nuestro caso podría estar relacionado a las actividades ganaderas y a la siembra de especies exóticas en las riberas.

Complementariamente, los índices IHF y QBR-And reforzaron estos patrones. Estaciones como P3 y nuevamente P1 superaron los 78 puntos en IHF y 93 en QBR-And, evidenciando cauces estructuralmente complejos y riberas dominadas por vegetación nativa, lo cual concuerda con lo encontrado en el documento de Galeno-Rendón et al. (2017) que refleja a sitios con valores similares de estos índices como óptimos para mantener comunidades bentónicas ya que se encuentran sin alteraciones o con un bajo grado de perturbación antrópica. Por el contrario, la estación P5 presenta valores bajos

con 55 y 45 puntos respectivamente, mostrando que existe fragmentación estructural y alteración de la cobertura ribereña. Esto también fue reportado por Guzmán y Romero (2012) que indican la perdida de cobertura vegetal así como también procesos de erosión acelerada, trae como consecuencia la pérdida de biodiversidad por la acción de actividades silvopastoril.

En lo que corresponde a diversidad, el índice de Shannon presentó su valor más alto (2.1) en P1, seguido de la estación P3 (2.0) y en P4 (1.9), mientras que Simpson varió entre 0.74 y 0.82, siendo P1 nuevamente la estación más equitativa, coincidiendo con la diversidad estructurada que describe Arana et al. (2016) quienes destacan que valores superiores a 2.0 en Shannon y mayores a 0.8 en Simpson son propios de comunidades resilientes y poco alteradas.

Mientras las curvas de rango-abundancia (CRA) obtenidas, reflejan una estructura comunitaria, dominada por pocas familias en especial Chironomidae, que representa la mayor proporción de individuos, le sigue Tipulidae e Hydrobiosidae, hasta extender la cola de familias poco representadas como Perlidae, Elmidae entre otras, esto podría reflejar signos de estrés ambiental. Este patrón también ha sido observado en zonas perturbadas del Bosque Protector Murocomba (Urdanigo et al., 2019) y zonas que presentan ganadería intensiva en la Selva Florencia, Colombia (Orrego-Meza et al., 2020).

El análisis de correlación de Spearman evidenció una relación positiva entre la temperatura, la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales con los índices de diversidad de macroinvertebrados, lo que propone que ambientes con mayor mineralización podrían cambiar la estructura y diversidad biológica. Con el análisis de correlación se evidenció que el aumento de temperatura reduce la solubilidad oxígeno en el agua (Wetzel, 2001) , lo que puede afectar negativamente a organismos sensibles a condiciones de baja oxigenación. Por otro lado, se observaron correlaciones negativas

bajas entre la concentración de oxígeno disuelto y el pH con los índices de diversidad, sin embargo, esto podría sugerir que ciertos parámetros fisicoquímicos pueden restringir la distribución de especies intolerantes, como se ha evidenciado en estudios de cuencas altoandinas ecuatorianas (Tamaquiza & Parco-Asitimbay, 2022).

El ANOVA resalto que existen diferencias significativas ($p < 0.001$) en conductividad y sólidos disueltos entre estaciones, lo cual podría estar estrechamente relacionado con actividades ganaderas en la zona, lo que coincide con lo que plantean Calderón-Casillo (2019) y Guzmán & Romero (2012) que la presencia de ganado provoca erosión de márgenes, ingreso de nutrientes y compactación del lecho fluvial, afectando directamente la calidad del agua y del hábitat.

Los parámetros fisicoquímicos analizados se alinean con las características típicas de ecosistemas altoandinos en buen estado: oxígeno disuelto entre 6 y 10 mg/L, sólidos disueltos totales de 20 a 65 mg/L, conductividad eléctrica de 40 a 120 µS/cm y un pH casi neutro (6.5-7.5). Estos valores, aunque dentro de los rangos permisibles para estos ambientes, presentaron variaciones espaciales. Llama la atención el valor de los sólidos disueltos y la conductividad en la estación P1, ubicada en la zona alta, que posiblemente por la actividad ganadera, existe contribución de nutrientes y sales al río, incluso en las cabeceras de la cuenca; esto también se ha documentado en otros estudios realizados en páramos ecuatorianos (Tamaquiza & Parco-Asitimbay, 2022). Investigaciones en otras cuencas altoandinas de Perú también han reportado incrementos en la conductividad y sólidos disueltos en zonas con influencia pecuaria o agrícola, lo que subraya el impacto de estas actividades en la calidad del agua de estos ecosistemas sensibles(Choque-Quispe et al., 2022).

Un factor limitante en la representatividad de datos fue la incidencia del temporal invernal durante el periodo de muestreo, puesto que, las precipitaciones intensas provocaron arrastres de sedimentos finos, incrementando la turbidez y ocasionaron

variaciones rápidas en los caudales, lo cual, provoco la perturbación de los hábitats bentónicos y dificulto el acceso seguro a uno de los puntos de muestreo. Estudios similares como el de Calderón Casillo **(**2019**)** evidencian además que eventos de alta precipitación pueden reducir temporalmente la diversidad de macroinvertebrados.

Se debe mencionar que, la ganadería extensiva presente en la cuenca del Silante, forma parte de una actividad necesaria para el sustento de la mayoría de familias locales, sin embargo, fue identificada como un factor de presión ambiental predomínate en algunas de las estaciones, el pisoteo del ganado, la eliminación de la vegetación ribereña y los aportes de materia orgánica de origen ganadero degradan la calidad del agua y homogenizan el hábitat fluvial tal como se reporta igualmente en el estudio de Tamaquiza y Parco (2022). Esta situación debería inducir a la búsqueda de prácticas agropecuarias sostenibles y proyectos de restauración ecológica en las microcuencas altoandinas. Se debe tomar en cuenta que estaciones como Ishcayacu B y Pie de Machurco (P3 y P1) destacan por su alta integridad ecológica, lo que podría constituir como estados de referencias para estrategias de conservación. Mientras que la estación más afectada por diversas actividades antrópicas es Filo de Silla (P5), misma que requiere intervenciones orientadas a la recuperación de funciones ecológicas perdidas, con un enfoque hacia la restauración del bosque ripario y la recuperación de la calidad del hábitat acuático, ante ello se puede implementar cercas vivas mismas que ayudarán a proteger la ribera del acceso directo del ganado, también zonas que presenten degradación, se puede reforestar con especies nativas mismas que ayudaran a recuperar la estructura y funcionalidad del ecosistema, es importante mencionar que los programas de educación ambiental estén orientados a implementar prácticas de ganadería sostenible entre las diferentes comunidades y finalmente tener en cuenta un monitoreo ecológico a largo plazo, basado en índices biológicos , estructurales y complementados con parámetros fisicoquímicos.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *limnetica*, *28*(1), 035-064.

Alvarado, E. (2017). Manual de medición de caudales. *ICC*. https://icc.org.gt/books/manual-de-medicion-de-caudales/

Arana, I. L., Balarezzo, V. H., Eraso, H., Pacheco, F., Ramos, C. E., Muzo, R. G., & Calva, C. J. (2016). Calidad del agua de un río andino ecuatoriano a través del uso de macroinvertebrados. *UNED Research Journal/Cuadernos de Investigación UNED*, *8*(1), 68-75.

Benítez, E. M. L., Verdecia, G. M., & Castell, M. A. P. (2021). Escasez y contaminación del agua, realidades del siglo XXI. *Revista 16 de abril*, *60*(279), Article 279.

Calderón Castillo, J. L. (2019). *La presión antrópica y sus consecuencias en el páramo del cantón Guamote provincia de Chimborazo*.

Cardenas, C. G., Amarillo, C. A. G., Moreno, M. A. M., Amarillo, A. M. G., & Rodriguez, A. A. (2023). IoTMonitor-WQ: Una plataforma IoT para la monitorización remota de la calidad del agua: IoTMonitor-WQ: Una plataforma IoT para la monitorización remota de la calidad del agua. *Ciencia en Desarrollo*, *14*(1), 73-86.

Castillo, A. R., Rodríguez, J. R., & Vidal, G. M. B. (2021). MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS INDICADORES DE CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA DE LAGUNAS ALTOANDINAS, LA LIBERTAD-PERÚ. *REBIOL*, *41*(1), Article 1.

Choque-Quispe, D., Froehner, S., Palomino-Rincón, H., Peralta-Guevara, D. E., Barboza-Palomino, G. I., Kari-Ferro, A., Zamalloa-Puma, L. M., Mojo-Quisani,

A., Barboza-Palomino, E. E., & Zamalloa-Puma, M. M. (2022). Proposal of a water-quality index for high andean basins: Application to the Chumbao river, Andahuaylas, Peru. *Water*, *14*(4), 654.

Galeano-Rendón, E., Monsalve-Cortes, L. M., & Mancera-Rodríguez, N. J. (2017). Evaluación de la calidad ecológica de quebradas Andinas en la cuenca del Rio Magdalena, Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, *20*(2), 413-424.

Gastezzi-Arias, P., Rincón, J.-E., Gastezzi-Arias, P., & Rincón, J.-E. (2023). Composición de los macroinvertebrados según la calidad del agua en turberas de altura, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, *71*(1). https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.54605

Gil-González, S., Alvis-Zapata, N., Rodríguez-Hurtado, C., & Dias, L. G. (2023). DIVERSIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y CALIDAD DE HÁBITAT EN AFLUENTES DEL PARQUE NACIONAL NATURAL SELVA FLORENCIA. *Acta Biológica Colombiana*, *28*(2), Article 2. https://doi.org/10.15446/abc.v28n2.104022

Gómez-Duarte, O. G. (2018). Contaminación del agua en países de bajos y medianos recursos, un problema de salud pública. *Revista de la Facultad de Medicina*, *66*(1), 7-8.

Guallo, Á. R. Q., Villafuerte, P. N. P., Llerena, M. V. R., Lima, G. P. S., Moreno, C. G. R., & Carrión, D. A. D. (2018). Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores de la Calidad del Agua de un Sistema Fluvial Alto Andino Ecuatoriano. *Revista Científica Hallazgos21*, *3*.

Guzmán, E. O. S., & Romero, F. (2012). Impacto ambiental del pastoreo ovino en la Reserva Faunística Chimborazo. *Revista Amazónica. Ciencia y Tecnología*, *1*(1), 27-35.

Hanson, P., Springer, M., & Ramirez, A. (2010). Capítulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, *58*, 3-37.

Hernández Vargas, O., Mancilla Villa, Ó. R., Palomera García, C., Olguín López, J. L., Flores Magdaleno, H., Can Chulim, Á., Ortega Escobar, H. M., Sánchez Bernal, E. I., Hernández Vargas, O., Mancilla Villa, Ó. R., Palomera García, C., Olguín López, J. L., Flores Magdaleno, H., Can Chulim, Á., Ortega Escobar, H. M., & Sánchez Bernal, E. I. (2020). EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA Y DE LA RIBERA EN DOS CUENCAS TRIBUTARIAS DEL RÍO TUXCACUESCO, JALISCO, MÉXICO. *Revista internacional de contaminación ambiental*, *36*(3), 689-701. https://doi.org/10.20937/rica.53595

Hernández-Gómez, A., Rojas-Robles, R., & Sánchez-Calderón, F. V. (2013). Cambios en el uso del suelo asociados a la expansión urbana y la planeación en el corregimiento de Pasquilla, zona rural de Bogotá (Colombia). *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, *22*(2), Article 2. https://doi.org/10.15446/rcdg.v22n2.37024

Herrera, J. M., Tabimba, O. A. G., Guzmán, L. P. M., Builes, L. A. G., & Osorio, L. A. R. (2023). Propiedades fisicoquímicas de suelos ganaderos de tres municipios de la subregión norte de Antioquia, Colombia. *Hechos Microbiológicos*, *14*(1), Article 1. https://doi.org/10.17533/udea.hm.v14n1a05

institutodelaguaes. (2024, enero 19). Calidad del Agua: Definición y Factores que la Determinan. *Instituto del Agua*. https://institutodelagua.es/calidad-del-agua/calidad-del-agua-definicioncalidad-del-agua/

Kunakh, O., Volkova, A., Tutova, G., & Zhukov, O. (2023). Diversity of diversity indices: Which diversity measure is better? *Biosystems Diversity*, *31*(2), 131-146.

Lozano Rodríguez, P., Armas Armas, A., Molina Bustamante, E., & Flores Cantos, V. (2021, agosto 26). Analysis of Representativeness of the Paramo Ecosystem in the Conservation Modalities of the Chimborazo Province. *ESPOCH Congresses: The Ecuadorian Journal of S.T.E.A.M.* https://doi.org/10.18502/espoch.v1i1.9568

Moreno, Y. M., & Gutiérrez, A. F. E. (2019). Los macroinvertebrados acuáticos y la calidad biológica del agua en una quebrada andina, Antioquia-Colombia. *Revista Politécnica*, *15*(29), 65-81.

Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, *13*(2), 147-163.

Murillo-Montoya, S. A., Mendoza-Mora, A., Restrepo-Bastidas, E. S., & Rodríguez, M. Á. (2018). Utilización de macroinvertebrados acuáticos como herramienta para determinar la calidad del agua en la quebrada Santo Tomás, municipio de Pensilvania, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *42*(164), 212-220.

Orozco-González, C. E., & Ocasio-Torres, M. E. (2023). Aquatic Macroinvertebrates as Bioindicators of Water Quality: A Study of an Ecosystem Regulation Service in a Tropical River. *Ecologies*, *4*(2), Article 2. https://doi.org/10.3390/ecologies4020015

Orrego-Meza, J. G., Hernández-Cortés, I. C., Marulanda-López, J. F., Rivera-Pérez, J. M., Viteri-Delgado, J. P., Franco-Torres, M., Llano-Arias, C. A., & Gomes-Dias, L. (2020). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el Parque Nacional Natural Selva de Florencia, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *44*(171), 560-571.

Palma, A., Figueroa, R., & Ruiz, V. H. (2009). EVALUACION DE RIBERA Y HABITAT FLUVIAL A TRAVES DE LOS INDICES QBR E IHF. *Gayana (Concepción)*, *73*(1), 57-63. https://doi.org/10.4067/S0717-65382009000100009

Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moyà, G., & Prat, N. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, *21*(3-4), 115-133.

Sánchez, A. A., & Tello, L. L. G. (2019). La contaminación ambiental en los acuíferos de Ecuador. *Revista Visión Contable*, *19*, 64-101.

Silva-Hernández, F., Martínez-Prats, G., Guzmán-Fernández, C., & de Jesús Mapén-Franco, F. (2020). Dimensiones sociales y económicas del uso del recurso hídrico. *Catálogo editorial*, 1-114.

Soncco Murga, R. H., & Alvarez Rivas, D. J. (2020). *Estado del arte sobre los índices que determinan el nivel de eutrofización en lagunas altoandinas*.

Tamaquiza, P. P., & Parco-Asitimbay, X. (2022). Efectos socio-ambientales de la intensificación de la ganadería en ecosistemas de altura (paramos) del sur-oeste de Tungurahua. *Ecosistemas*, *31*(1), 2296-2296.

Trama, F. A., Gustavson, S. A. S., Demarcy, L., Cardozo, L. E., Palomino, B. A. J., Ccuro, F. E. M., Alvarado, J. R. R., & Viale, F. L. S. R. P. (2020). Índices de calidad de habitat y macroinvertebrados en siete Cuencas del Parque Nacional Yanachaga Chemillén y su Zona de Amortiguamiento: Conservación y manejo del bosque ribereño en el Perú. *Revista Peruana de Biología*, *27*(2), Article 2. https://doi.org/10.15381/rpb.v27i2.16730

Trama, F. A., Salcedo Gustavson, S. A., Demarcy, L., Erbure Cardozo, L., Jara Palomino, B. A., Muñoz Ccuro, F. E., Rios Alvarado, J. R., Rizo Patrón Viale, F. L. S., Trama, F. A., Salcedo Gustavson, S. A., Demarcy, L., Erbure Cardozo,

L., Jara Palomino, B. A., Muñoz Ccuro, F. E., Rios Alvarado, J. R., & Rizo Patrón Viale, F. L. S. (2020). Índices de calidad de habitat y macroinvertebrados en siete Cuencas del Parque Nacional Yanachaga Chemillén y su Zona de Amortiguamiento: Conservación y manejo del bosque ribereño en el Perú. *Revista Peruana de Biología*, *27*(2), 149-168. https://doi.org/10.15381/rpb.v27i2.16730

Urdanigo, J. P., Díaz Ponce, M., Tay-Hing Cajas, C., Sánchez Fonseca, C., Yong Benitez, R., Armijo Albán, K., Guerrero Chúez, N., & Mancera-Rodríguez, N. J. (2019). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en quebradas con diferente cobertura ribereña en el bosque Protector Murocomba, Ecuador. *Revista de Biología Tropical*, *67*(4), 861-878.

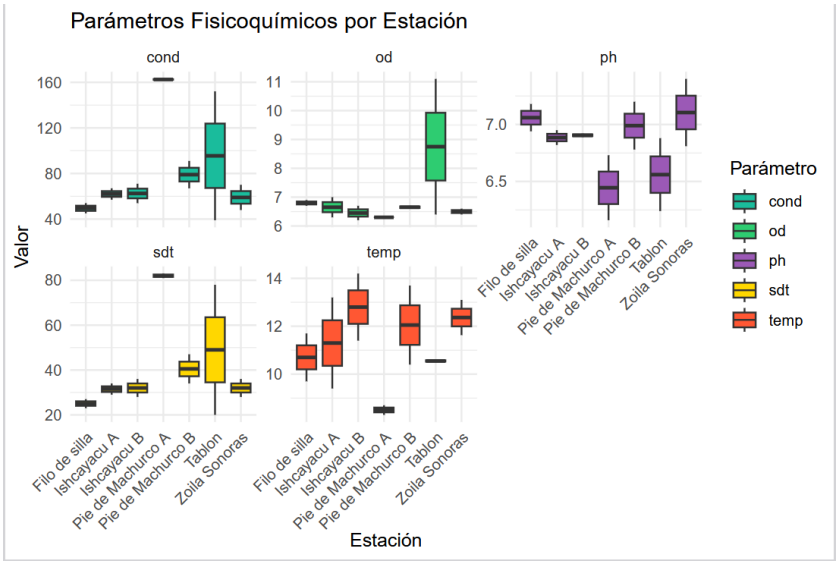
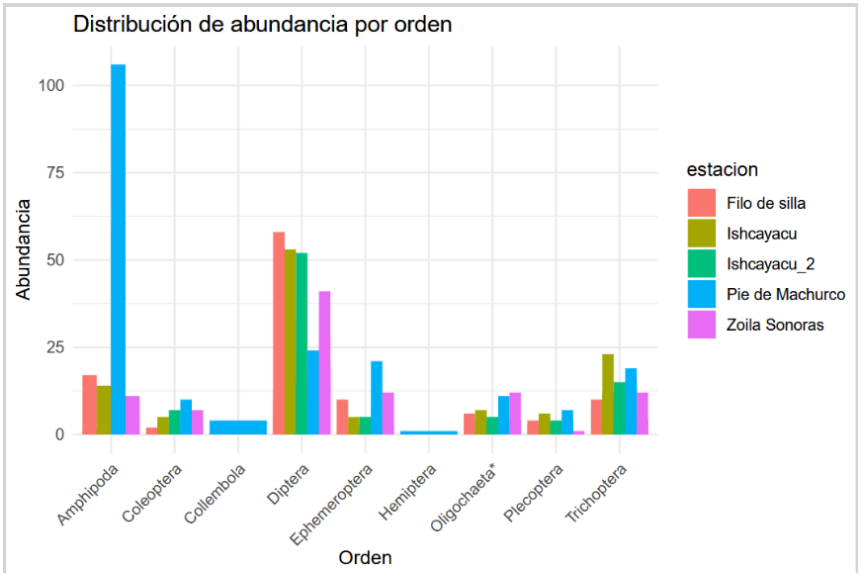
Velepucha, P. A. E., Luna, T. O., Maita, J., Samaniego, N., & Aguirre, N. (2022). Vulnerabilidad al cambio climático en microcuencas de alta montaña abastecedoras de agua en la Región Sur del Ecuador. *Bosques Latitud Cero*, *12*(1), 43-53.

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems*. gulf professional publishing.

Yu, Z., Guindani, M., Grieco, S. F., Chen, L., Holmes, T. C., & Xu, X. (2022). Beyond t test and ANOVA: applications of mixed-effects models for more rigorous statistical analysis in neuroscience research. *Neuron*, *110*(1), 21-35.

ANEXOS

Anexo 1. Parámetros físicoquímicos de las diferentes estaciones muestreadas.



Anexo 2. Nivel de orden encontrado a lo largo de las estaciones