AXIOMA
REVISTA INFORMATIVA DE DOCENCIA, INVESTIGACIÓN Y PROYECCIÓN SOCIAL

Pontificia Universidad Católica del Ecuador | IBARRA

Artículo de investigación

Impacto de las intervenciones antrópicas en la calidad del agua de la microcuenca El Carmen: un estudio de bioindicadores como herramienta de evaluación ecológica

Impact of anthropic interventions on water quality in the El Carmen micro-watershed: A bioindicator-based ecological assessment

Alonso Cartuche-Paqui[1], Santiago García-Matailo[2], Raquel Hernández-Ocampo[2], Guillermo Chuncho-Morocho[3], Iván Burneo-Saavedra[2], Roberth Yaguana-Neira[4], Samantha Chuncho-Salas[2]

[1]Centro de Investigaciones Tropicales del Ambiente y Biodiversidad "CITIAB", carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Loja
[2]Carrera de Ingeniería Ambiental- Universidad Nacional de Loja
[3]Grupo de Investigación en Medio Ambiente y Recursos Naturales, Universidad Nacional de Loja
[4]Centro de Investigaciones Tropicales del Ambiente y Biodiversidad "CITIAB", Universidad Nacional de Loja

Fecha de recepción: 02/05/2025
Fecha de aceptación: 02/06/2025
Fecha de publicación: 30/06/2025

***Correspondencia:** Alonso Cartuche-Paqui. cartuchea@gmail.com

Resumen

El estudio analizó el impacto de las actividades antropogénicas en la calidad del agua de la microcuenca El Carmen, que abastece al 60% de la población de Loja, Ecuador. El objetivo fue evaluar la calidad del agua mediante el estudio de comunidades de diatomeas epilíticas y parámetros fisicoquímicos, relacionados con tres gradientes de uso de suelo: área conservada (zona alta), actividades agropecuarias (zona media) y asentamientos humanos (zona baja). Se utilizó un diseño observacional, con muestreos en tres zonas definidas, donde se recolectaron muestras de comunidades de diatomeas y en *situ* se tomaron lecturas de pH, conductividad eléctrica, temperatura y en el laboratorio se midió la turbidez. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas (p<0.05) de las variables temperatura (zona alta con la media y la baja), turbidez y conductividad (zona alta y baja). Se evaluó la calidad del agua mediante el Índice Diatómico General (IDG) el cual considera la variabilidad y sensibilidad de géneros de diatomeas a la contaminación del agua. En la zona alta, predominó el género *Hannaea,* asociado a una buena calidad de agua (IDG>4.5) y parámetros fisicoquímicos óptimos: pH de 6.75 y baja turbidez (0.85 NTU). En las zonas media y baja, *Gomphonema* fue el género dominante, reflejando una mayor alteración ambiental, con valores de IDG<3.5 y conductividad eléctrica elevada (41.60—51.60 µS/cm). En conclusión, el estudio evidenció que las actividades humanas afectan la calidad del agua, alterando las comunidades de diatomeas. La integración de indicadores biológicos y fisicoquímicos proporciona una herramienta efectiva para la gestión sostenible del recurso hídrico.

Palabras clave: Bioindicadores. Calidad del agua. Diatomeas. Índice diatómico general. Impacto antropogénico.

Abstract

The study analyzed the impact of anthropogenic activities on the water quality of the El Carmen micro-watershed, which supplies 60% of the population of Loja, Ecuador. The objective was to assess water quality through the study of epilithic diatom communities and physicochemical parameters, related to three land-use gradients: conserved area (upper zone), agricultural activities (middle zone), and human settlements (lower zone). An observational design was used, with sampling conducted in three defined zones. Diatom

Revista Axioma 2025; 32(1): 62-74

https://doi.org/10.26621/ra.v1i32.1023

© 2025 Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Este es un artículo open access bajo la licencia **CC BY-NC-SA.** Publicado con index

community samples were collected, and in situ readings of pH, electrical conductivity, and temperature were taken, while turbidity was measured in the laboratory. Statistically significant differences ($p<0.05$) were found in temperature (between the upper zone and the middle and lower zones), turbidity, and conductivity (between the upper and lower zones). Water quality was assessed using the General Diatom Index (IDG), which considers the variability and sensitivity of diatom genera to water pollution. In the upper zone, the genus Hannaea predominated, associated with good water quality (IDG>4.5) and optimal physicochemical parameters: pH of 6.75 and low turbidity (0.85 NTU). In the middle and lower zones, Gomphonema was the dominant genus, reflecting greater environmental alteration, with IDG values <3.5 and high electrical conductivity (41.60—51.60 µS/cm). In conclusion, the study demonstrated that human activities affect water quality, altering diatom communities. The integration of biological and physicochemical indicators provides an effective tool for the sustainable management of water resources.

Keywords: Bioindicators. Water quality. Diatoms. General diatom index. Anthropogenic impact.

Introducción

Los recursos hídricos enfrentan fuertes amenazas debido a la acumulación de desechos orgánicos, el uso de productos químicos en la agricultura y la ganadería, y el vertido de metales pesados y patógenos que han puesto en riesgo la calidad del agua para sus distintos usos (Mateo-Sagasta et al., 2018). Frente a esta problemática, se ha incrementado el interés científico por comprender y conservar los ecosistemas acuáticos (Norris y Hawkins, 2000). En este contexto, se destaca la importancia de la evaluación de la calidad del agua. En la actualidad la evaluación se basa en el estudio de parámetros fisicoquímicos, mismos que ofrecen una visión general de la situación de la calidad del agua, sin embargo, no permiten identificar los impactos ambientales a largo plazo (Piccardo, 2020). En este sentido, la evaluación de la calidad de agua mediante bioindicadores como el fitoplancton y macroinvertebrados se ha presentado como una alternativa complementaria a la evaluación fisicoquímica, debido a que estos organismos son sensibles a los cambios ambientales a causa de la contaminación del agua (Rice et al., 2012).

Las evaluaciones biológicas que emplean fitoplancton como bioindicadores, muestran cómo los cambios en su composición pueden relacionarse con variables fisicoquímicas y las interacciones ecológicas (Vázquez et al., 2006). Las algas, como las diatomeas, juegan un papel importante en el proceso de transferencia de la energía por medio de las cadenas tróficas, y bajo la perspectiva ecológica, el estudio de su composición y estructura sirve como bioindicador de la calidad del agua y de procesos de contaminación que afectan a ecosistemas acuáticos (Montoya-Moreno y Aguirre, 2013). Las diatomeas son bioindicadores de la calidad del agua debido a su rápida respuesta a factores tales como la temperatura, la luz, la conductividad eléctrica, los nutrientes (fosfato y nitratos), la velocidad de la corriente, la contaminación orgánica e inorgánica y la acidificación (Estrada-Hidalgo et al., 2018).

En Ecuador, las comunidades de diatomeas se han usado para evaluar la calidad del agua y establecer relaciones ambientales entre las actividades antrópicas y su influencia en la calidad del agua, investigaciones como la de Yaguana y Cartuche (2022) en el río Malacatos de la ciudad de Loja determinaron que las variaciones de comunidades de diatomeas dependían del estado de conservación de la vegetación ribereña, donde la zona de vegetación nativa tuvo una composición distinta de diatomeas en comparación a zonas semiconservadas y sin vegetación ribereña. En el río Jimbitono de la provincia de Morona Santiago, se analizaron las comunidades de diatomeas para establecer relaciones entre las actividades antrópicas y la calidad del agua, reportando que la calidad del agua tiende a disminuir conforme el torrente comienza a descender (Heredia et al., 2024).

La microcuenca El Carmen, que provee el 60 % del agua de consumo para la ciudad de Loja, enfrenta una amenaza significativa a la calidad de su recurso hídrico, principalmente por la contaminación generada por actividades agrícolas y ganaderas (Macas, 2017; Arteaga et al. 2016; Arce y Leiva, 2009). Frente a este panorama se subraya la necesidad de adoptar enfoques más holísticos y biológicos para la evaluación y gestión de la calidad del agua que prioricen la conservación de los ecosistemas acuáticos para asegurar el acceso a agua limpia y segura. Por lo tanto, esta investigación, pretende conocer la situación actual de la microcuenca El Carmen, lo que permitirá, en un futuro, tomar medidas adecuadas para administrar de manera efectiva su recurso, asegurando así, el bienestar de las futuras generaciones. Además, al contar con un suministro de agua adecuado para sus actividades diarias, se busca garantizar el desarrollo social de este sector.

El propósito de este trabajo es evaluar la calidad del agua y el impacto de las actividades antropogénicas en la microcuenca El Carmen. Para el efecto se plantea identificar las comunidades de diatomeas epilíticas y las condiciones físicas y químicas presentes en la microcuenca, y, a su vez, los vínculos con tres gradientes de uso de suelo a lo largo de las riberas (áreas urbanas, agrícolas y zonas de conservación); y posteriormente, evaluar la calidad del agua en la microcuenca mediante el Índice Diatómico General.

Métodos

El estudio adoptó un diseño observacional y descriptivo no experimental, con un enfoque predominante cuantitativo. Ante los propósitos del proyecto, orientados a determinar la calidad de agua en diferentes gradientes de uso del suelo y cobertura vegetal, el estudio definió el criterio del estado de conservación de las zonas de ribera a lo largo de tres zonas de la microcuenca El Carmen. Este enfoque permitió medir las variables físicas, químicas y biológicas del agua de manera detallada para evaluar la calidad del agua en distintos puntos de la microcuenca.

Área de estudio

La microcuenca El Carmen (**Figura 1**) se encuentra ubicada en el sector sur oriental de la ciudad de Loja, y constituyendo un afluente importante del río Zamora Huayco, extendiéndose sobre una superficie de 1117.08 hectáreas. Su altitud varía entre los 2200 y los 3400 metros sobre el nivel del mar. Esta área representa aproximadamente el 20% del total de las microcuencas que proveen agua a la ciudad de Loja. La mayor parte del territorio está dominada por coberturas de tipo antrópicas, mientras que las zonas de cobertura natural, incluidos bosques y páramos, conforman cerca del 50% de la cuenca (Arteaga et al., 2016).

Delimitación de las zonas de estudio

Se delimitaron tres zonas de estudio, aplicando herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) que permitieron cartografiar tanto el uso del suelo como el de cobertura vegetal a lo largo de la microcuenca. La información cartográfica permitió definir tres zonas (**Figura 2**).

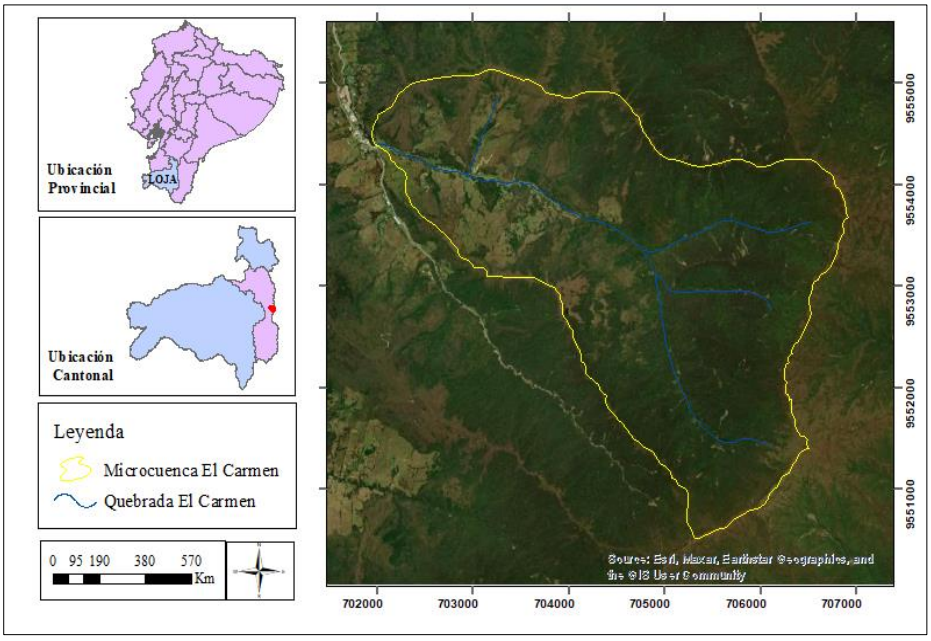

Figura 1. Ubicación de la microcuenca El Carmen.
Fuente. Elaboración propia.

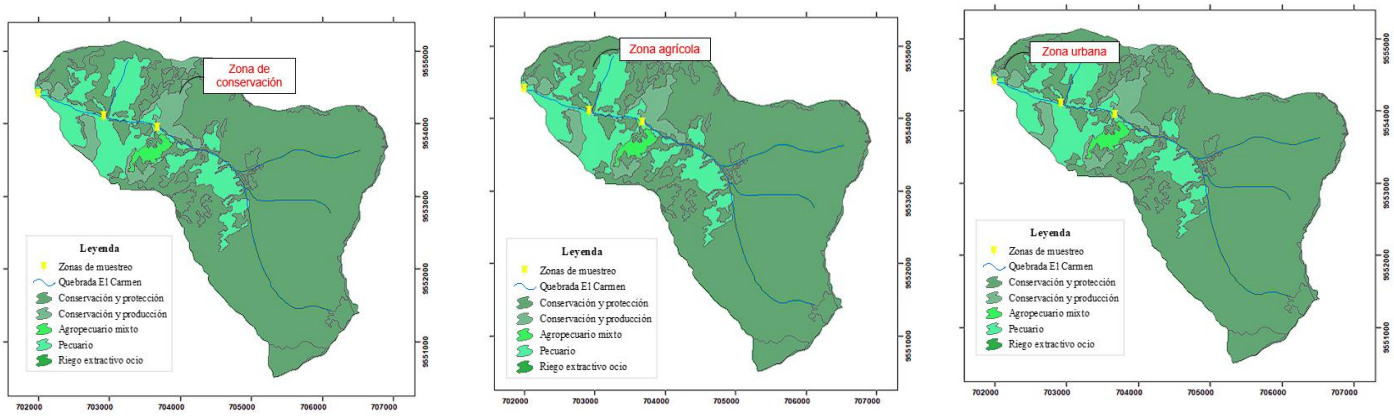

Figura 2. Zona Alta, media y baja de la microcuenca El Carmen.
Fuente. Elaboración propia.

Zona 1: Corresponde a la parte alta de la microcuenca, caracterizada por un uso del suelo enfocado en la conservación y protección. Es de gran relevancia por ser la zona de captación de agua para abastecimiento de la ciudad de Loja (zona de conservación).

Zona 2: Ubicada en la zona media de la microcuenca, donde la conservación se entrelaza con áreas de producción que han sido parcialmente intervenidas con fines agrícolas y ganaderos (zona agropecuaria).

Zona 3: Representa la zona baja, la cual ha sido afectada por actividades humanas significativas, principalmente de carácter pecuario y de urbanización, lo que refleja una mayor intervención en el uso del suelo (zona urbana).

Muestreo de comunidades de diatomeas

En cada una de las zonas definidas, se delimitó un transecto longitudinal de 80 metros a lo largo del cauce del río. Aquí, se definieron puntos de muestreo cada 20 metros, resultando en un total de cinco réplicas por zona de muestreo (Cartuche et al. 2019). El proceso de muestreo se llevó a cabo en una única jornada de monitoreo, específicamente en el mes de marzo de 2024. Esta metodología está diseñada para garantizar una cobertura amplia y representativa de cada zona de estudio, permitiendo una evaluación detallada de la calidad del agua y la ecología de las comunidades de diatomeas en diferentes partes de la microcuenca.

La recolección de diatomeas se realizó seleccionando 5 sustratos naturales, específicamente rocas pequeñas, distribuidas a lo largo de un eje perpendicular al curso del río y en áreas expuestas a la luz solar directa. La recolección de material se efectuó mediante el raspado de la superficie de las rocas utilizando un cepillo, este material se enjuagó con 20 ml de agua del río, sumando un total de 100 ml por muestra (Samanez et al., 2014). Cada muestra recogida se codificó y etiquetó, y finalmente se transportó en un cooler con hielo para minimizar cualquier cambio que pudo alterar los resultados del análisis (Fetscher et al., 2009).

Para la conservación de las muestras, se adoptó el protocolo sugerido por Lemly y Dimmick (1982), el cual consiste en agregar 1 ml de solución de Lugol por cada 100 ml de muestra recolectada, manteniendo una concentración del 0.99%. Este método asegura la preservación adecuada de las algas (fitobentos) durante su transporte y almacenamiento hasta su posterior análisis.

Medición de variables fisicoquímicas y análisis estadísticos

Para cada punto de muestreo establecido dentro de las tres zonas definidas, se llevaron a cabo mediciones *in situ* de las siguientes variables fisicoquímicas: pH, temperatura y conductividad eléctrica, las cuales fueron determinadas utilizando un equipo multiparámetro de la marca Hanna. La turbidez del agua se midió empleando un turbidímetro de marca Hach. Todos los equipos necesarios para estas mediciones estuvieron disponibles en el Laboratorio Ambiental de la Universidad Nacional de Loja. Para determinar diferencias estadísticas ($p<0.05$) entre las diferentes zonas de estudio, se llevó a cabo un análisis de varianza para las variables fisicoquímicas y biológicas (IDG). Este análisis se realizó mediante el software estadístico RStudio.

Preparación de muestras para el análisis de comunidades de diatomeas

Las muestras recolectadas fueron transportadas al Laboratorio Ecología acuática del Centro de Investigación y Servicio de Análisis Químico (CISAQ) de la Universidad Nacional de Loja. Para la preparación de las muestras, Se adoptó la metodología de Mayama (2012). Este proceso comenzó con la selección de 50 ml de contenido homogeneizado de cada muestra, el cual se decantó por 24 horas en un tubo Falcón. Posteriormente, se descartó la mayor parte del agua, conservando el sedimento. A este material, se le añadió hipoclorito a una concentración del 5 % para disolver la materia orgánica, seguido por una centrifugación a 3000 rpm durante 3 minutos. Este paso se repitió, eliminando el hipoclorito y agregando 20 ml de agua destilada para una nueva centrifugación. Después de repetir el lavado 3 veces con agua destilada, se conservó 5 ml de la mezcla, que posteriormente fue homogenizada.

Identificación y cuantificación de comunidades de diatomeas

Para la identificación de los taxones de diatomeas, se prepararon placas en donde una alícuota de la muestra preparada se colocó en un porta objetos el mismo que fue colocado en una plancha de calentamiento para evaporar el agua contenida. Este mismo proceso se realizó para las cinco muestras recolectadas *in situ* para cada una de las zonas. La observación se realizó usando el microscopio Axiolab 5, con axiocam 208 color y lente de 40x. Las imágenes capturadas se analizaron mediante el software TopView.

Para los taxones de menor tamaño se utilizó un lente de 100X en el mismo microscopio.

La identificación taxonómica, se realizó en base de las características morfométricas de las células. Se desarrolló una identificación preliminar por medio de claves morfométricas de Steinitz-Kannan y Cooper (2007) y estudios taxonómicos de Céspedes (2014), así como por parte del director de este trabajo de investigación. Las identificaciones fueron validadas por la Dra. Miriam Kannan de la Univeridad de Northern Kentuchy University.

La cuantificación celular, se efectuó delimitando transectos horizontales a lo largo del porta objetos y se contó cada célula de diatomea incluida en el campo de visión correspondiente (Gómez et al., 2009). Se realizó el conteo de mínimo 400 individuos, que de acuerdo con Blanco (2010), este es un valor estadísticamente fiable y preciso, además de que los índices diatomológicos a nivel mundial se basan en esa cantidad. Así mismo, según expone Karthick et al. (2010), contar 400 individuos es satisfactorio para el cálculo de la abundancia relativa de especies de diatomeas ya que no se encontraron diferencias significativas entre contar 200 y 800 individuos.

Determinación de la calidad del agua mediante el Índice Diatómico General (IDG)

Para determinar la calidad del agua se aplicó el Índice Diatómico General (IDG) (Ecuación 1), que considera la variabilidad y sensibilidad de géneros de diatomeas, mismas que responden a cambios de la calidad del agua (Rumeau y Coste, 1988). Los resultados del índice fueron comparados de acuerdo a los niveles de calidad de la **Tabla 1**.

$$Índice = \frac{\sum_{j=1}^{j} A_j * S_j * V_j}{\sum_{j=1}^{n} A_j * S_j} \ (Ecuación\ 1)$$

Donde:

Aj: abundancia relativa, es decir la cantidad de géneros en relación a la muestra.

Vj: variabilidad del género o amplitud ecológica, donde: 1 (ubicua) a 3 (característica).

Sj: sensibilidad a la contaminación, donde: 1 (resistente) a 5 (sensible).

Los valores de la variabilidad (Vj) se encuentra en un rango de 1 a 3. El menor valor hace referencia a los taxones que son capaces de desarrollarse en diversos ambientes. Un mayor valor hace referencia a taxones que se desarrollan en condiciones más específicas (**Tabla 2**).

Los valores de sensibilidad (Sj) se encuentran en un rango de 1 al 5. El menor valor indica una mejor resistencia a condiciones ecológicas adversas, y el mayor valor muestra una alta sensibilidad a las condiciones ecológicas (**Tabla 3**).

Tabla 1. Categorías de calidad de agua para el índice diatómico general.

Valor	Significado
IDG>4.5	Calidad biológica óptima
4<IDG<4.5	Calidad normal-polución débil
3.5<IDG<4	Polución moderada-eutrofización
3<IDG<3.5	Polución media-eutrofización acentuada
2<IDG<3	Desaparición de especies sensibles-polución fuerte
1<IDG<2	Polución muy fuerte
IDG=0	Polución tóxica-por debajo de 10 individuos por mm^2

Fuente. Rumeau y Coste, (1988).

Tabla 2. Valores de variabilidad de géneros de diatomeas.

Variabilidad	Taxón (especie)
1	*Achnantes sp., Asterionella sp., Cocconeis sp., Cyclotella sp., Cymbella sp., Diatoma sp., Diploneis sp., Eunotia sp., Fragilaria sp., Melosira sp., Meridion sp., Navicula sp., Nitzschia sp., Rhoiscophenia sp., Rhopalodia sp., Stephanodiscus sp., Synedra sp., Tabellaria sp.*
2	*Amphora sp., Anomoeoneis sp., Caloneis sp., Campylodiscus sp., Ceratoneis sp. (Hannaea), Cymatopleura sp., Encyonema sp., Epithemia sp., Frustulia sp., Gomphoneis sp., Gomphonema sp., Stauroneis sp.*
3	*Amphipleura sp., Attheya sp., Craticula sp., Denticula sp., Gyrosigma sp., Hantzschia sp., Neidium sp., Pinnularia sp., Rhizosoenia sp., Stenopterobia sp., Surirella sp., Tetracyclus sp., Thalassiosira sp.*

Fuente. Rumeau y Coste, (1988).

Tabla 3. Valores de sensibilidad de géneros de diatomeas.

Sensibilidad	Taxón (especie)
1	*Hantzschia sp., Nitzschia (otras).*
2	*Attheya sp., Craticula sp., Rhizosoenia sp., Stephanodiscus sp., Thalassiosira sp.*
3	*Amphora sp., Cyclotella sp., Gomphonema sp., Melosira sp., Navicula (otras), Surirella., Synedra sp.*
4	*Asterionella sp., Caloneis sp., Cocconeis sp., Cymatopleura sp., Diatoma sp., Fragilaria sp., Gomphoneis sp., Gyrosigma sp., Neidium sp., Pinnularia. Rhopalodia.*
5	*Achnantes sp., Amphipleura sp., Anomoeoneis sp., Campylodiscus sp., Ceratoneis sp. (Hannaea), Cymbella sp., Denticula sp., Diploneis sp., Encyonema, Epithemia sp., Eutonia sp., Frustulia sp., Meridion sp., Stauroneis sp., Stenopterobia sp., Tabellaria sp., Tetracyclus sp.*

Fuente. Rumeau y Coste, (1988).

Tabla 4. Promedios de parámetros fisicoquímicos medidos en la parte microcuenca El Carmen.

Zonas	pH	Desv. Est. (pH)	Conductividad (µS/cm)	Desv. Est. Conductividad	Temperatura (°C)	Desv. Est. Temperatura	Turbidez (NTU)	Desv. Est. (Turbidez)
Zona Alta	6.75	0.29	29.80	0.45	14.01	0.05	0.85	0.15
Zona Media	7.26	0.36	41.60	0.89	15.68	0.12	1.30	0.28
Zona Baja	7.37	0.41	51.60	0.55	17.44	0.09	1.82	0.26

Desv. Est.: desviación estándar.
Fuente. Elaboración propia.

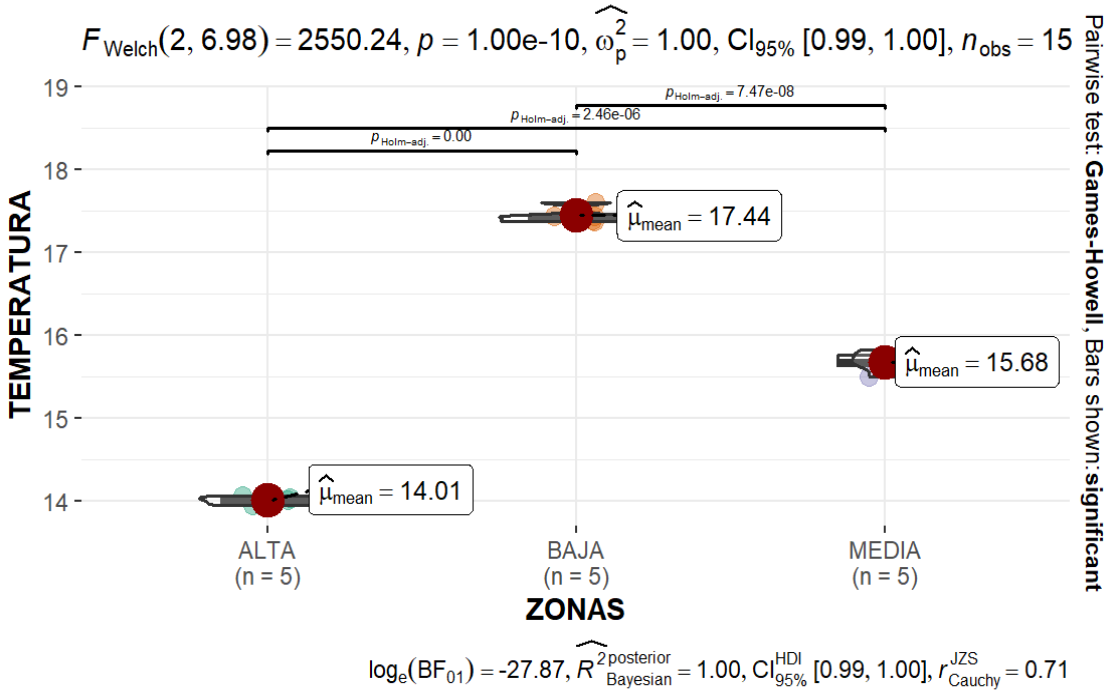

Figura 3. ANOVA paramétrico de la temperatura de las zonas de estudio Microcuenca El Carmen.

Resultados y discusión

Condiciones fisicoquímicas

En la **Tabla 4** se presentan los promedios y la desviación estándar de los valores de las variables fisicoquímicas obtenidas en esta investigación.

El análisis de las variables fisicoquímicas demostró que, el promedio de temperatura en la zona baja fue de 17.44 °C, mientras que en la zona media fue de 15.68 °C y en la zona alta de 14.01 °C, mostrando una variación de aproximadamente 2°C entre cada zona. Un ANOVA paramétrico (**Figura 3**) de la temperatura evidenció diferencias estadísticamente significativas de las medias entre las zonas de estudio ($p<0.05$). Por lo tanto, la temperatura es diferente en las tres zonas. Estudios realizados por Pham, (2017), reflejaron el aumento de los valores de temperatura se debe a las descargas de aguas residuales provenientes de efluentes domésticos e industriales, lo que explicaría las elevadas temperaturas registradas en la zona baja. Acosta et al., (2009) menciona que, existe una relación inversa entre la vegetación ribereña y la temperatura, señalando que en ríos que no cuentan con vegetación ribereña se registran temperaturas altas en comparación con aquellos que tienen cobertura ribereña. Este resultado explicaría por que la zona alta presenta temperaturas más bajas, ya que a medida que se desciende por la microcuenca la vegetación ribereña disminuye aumentando la temperatura, lo cual se evidencia en las zonas media y bajas de la microcuenca El Carmen.

Con respecto a la turbidez, el promedio más bajo se encontró en la zona alta con 0.85 NTU, la zona media registró un valor de 1.30 NTU y el valor más alto fue de 1.82 NTU en la zona baja. Un ANOVA paramétrico (**Figura 4**) presentó diferencias estadísticamente significativas entre las zonas ($p< 0.05$). Por tanto, la turbidez es distinta en las tres zonas de estudio. Para Calizaya et al., (2013) la concentración de parámetros ambientales aumenta conforme al descenso de la cuenca, en este caso, el aumento de la turbidez puede ser el resultado del material suspendido proveniente del mismo terreno y el material orgánico producto de las actividades agrícolas de la zona media, pero principalmente por la descarga de aguas residuales domiciliarias sin tratamiento de la zona baja la cual presenta asentamientos humanos.

En cuanto a los valores de pH, en la zona alta se determinó un valor promedio de 6.75, mientras que en la zona media se presentó un valor de 7.26, finalmente en la zona baja se registró un valor de 7.37. Un análisis de varianza paramétrico del pH determinó que no existen diferencias estadísticas significativas entre las medias de las zonas de estudio ($p > 0.05$). Por tanto, el pH es similar en las tres zonas (**Figura 5**). Sin embargo, en el contexto de los usos de suelo en la microcuenca, donde tanto la parte media y baja existen actividades agrícolas y ganaderas, los desechos de estas actividades estarían influyendo en la variación del pH, que podría explicar su carácter alcalino en las zonas baja y media, el cual también se

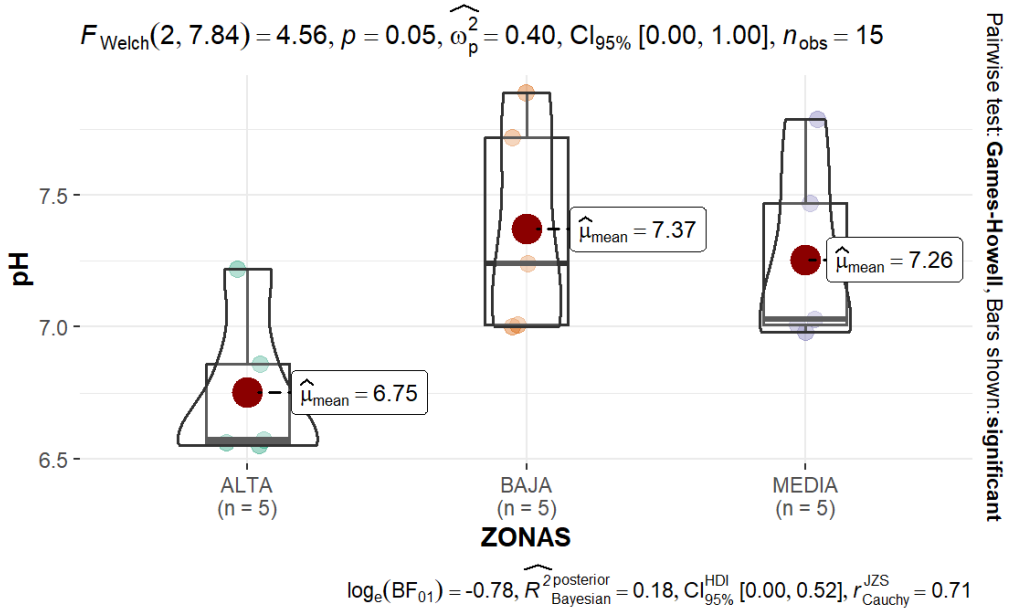

Figura 4. ANOVA paramétrico de la turbidez de las zonas de estudio Microcuenca El Carmen.

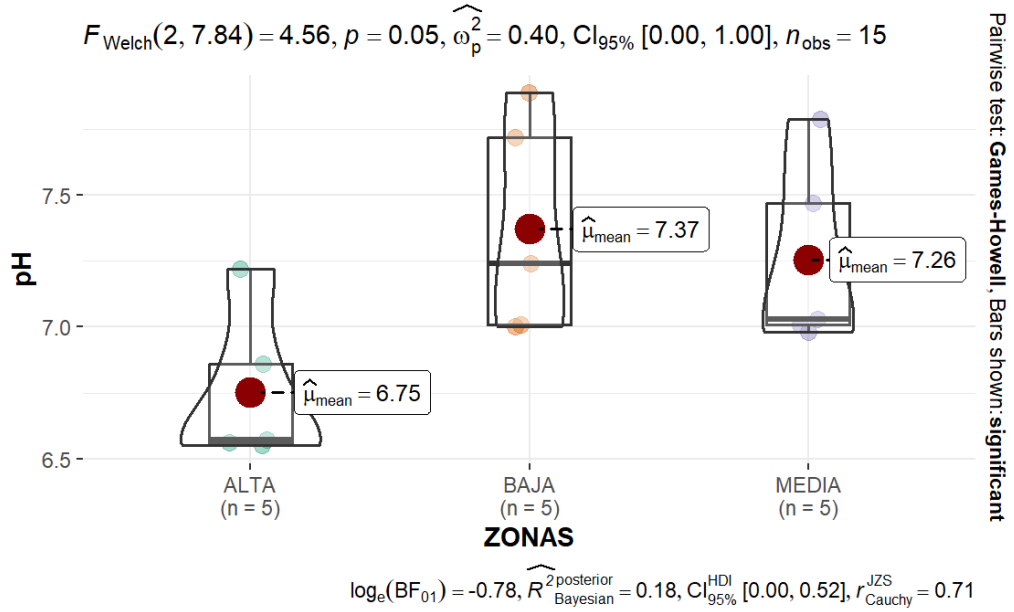

Figura 5. ANOVA paramétrico del pH de las zonas de estudio en la microcuenca El Carmen.

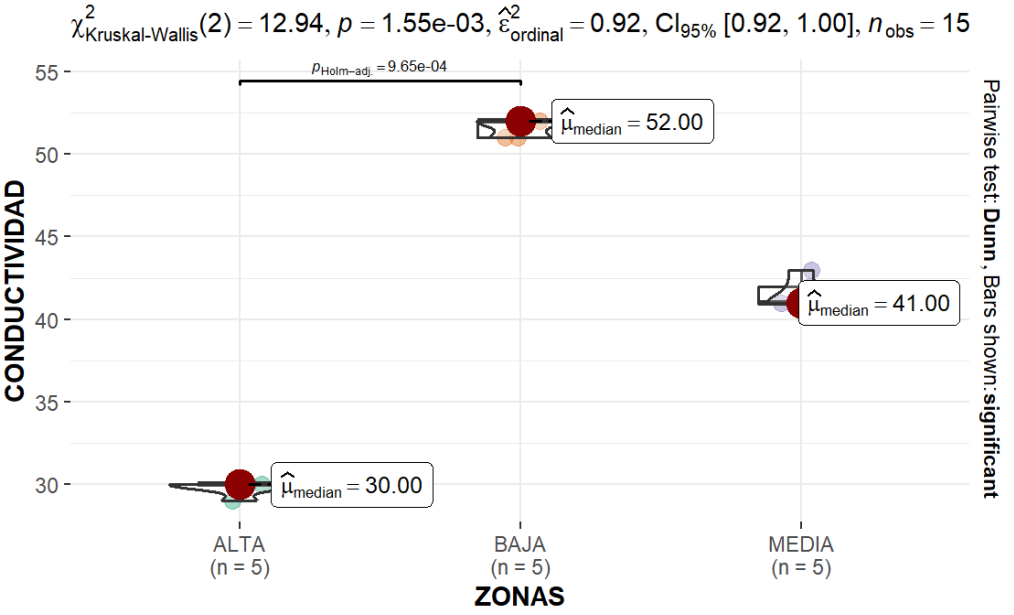

Figura 6. ANOVA no paramétrico de conductividad de las zonas de estudio Microcuenca El Carmen.

ve influenciado por el contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos provenientes de las aguas residuales de asentamientos humanos y residuos agrícolas (Espinosa-Paz y Rodriguez, 2016). En estudios realizado en la microcuenca San Francisco en Cuenca, se obtuvieron valores similares del pH, atribuidos al aumento de zonas agrícolas y a terrenos despejados que permiten el arrastre de sólidos (Escandón y Cáceres, 2022).

Con respecto a la conductividad, sus valores fueron disminuyendo a lo largo de la gradiente de las zonas de estudio. El valor promedio más alto de conductividad se registró en la zona baja con 51.60 µS/cm, mientras que, en la zona media se registró un valor de 41.60 µS/cm, y la menor conductividad se registró en la zona alta con un valor de 29.80 µS/cm. Un análisis de varianza no paramétrico (Kruskal Wallis) presentó diferencias estadísticamente significativas principalmente entre las medianas de las zonas alta y baja ($p<0.05$). Por tal razón, el nivel de conductividad es diferente en las tres zonas del estudio (**Figura 6**). La conductividad aumenta en comparación con la zona alta, lo cual puede estar relacionado con actividades agrícolas y ganaderas en la zona. Estos valores son comparables con hallazgos en cuencas

agrícolas de condiciones similares, donde se ha observado un aumento en la conductividad debido a la escorrentía agrícola (Campos y René, 2022). En estudios realizados en el Río Cachaco en Quito, se observó un aumento similar en la conductividad, lo que se atribuyó a la influencia de prácticas agrícolas (Calderón, 2017). En la zona baja, el aumento en la conductividad puede ser el resultado del aumento de las actividades urbanas e industriales. Estos resultados coinciden con estudios en cuencas urbanas afectadas por actividades antropogénicas intensas (Jones et al., 2017), donde se observa un aumento de la conductividad debido a la contaminación urbana. En la cuenca baja del río Jubones, cerca de Loja, se encontraron resultados similares con una mayor conductividad atribuidos a la influencia urbana (Jervez et al., 2022).

Comunidades de diatomeas epilíticas

En la zona alta se registró 11 taxones. Los géneros con mayor abundancia fueron: *Hannaea* con 1170

Tabla 5. Abundancia de comunidades de diatomeas en la parte alta, microcuenca El Carmen.

Orden	Familia	Género	Abundancia	Abundancia relativa (%)
Fragilariales	*Fragilariaceae*	*Hannaea*	1170	58.50
Naviculales	*Naviculaceae*	*Navicula*	201	10.05
Bacillariales	*Bacillariaceae*	*Nitzschia*	164	8.20
Achnanthales	*Achnanthaceae*	*Psammothidium*	163	8.15
Cymbellales	*Gomphonemataceae*	*Gomphonema*	133	6.65
Achnanthales	*Achnanthidiaceae*	*Achnanthidium*	92	4.60
Achnanthales	*Achnanthidiaceae*	*Planothidium*	32	1.60
Naviculales	*Pinnulariaceae*	*Pinnularia*	23	1.15
Naviculales	*Brachysiraceae*	*Brachysira*	8	0.40
Rhopalodiales	*Rhopalodiaceae*	*Rhopalodia*	2	0.10
Cymbellales	*Cymbellaceae*	*Cymbella*	2	0.10

Fuente. Elaboración propia.

Tabla 6. Abundancia de comunidades de diatomeas en la parte media, microcuenca El Carmen.

Orden	Familia	Género	Abundancia	Abundancia relativa (%)
Cymbellales	*Gomphonemataceae*	*Gomphonema*	1511	75.55
Fragilariales	*Fragilariaceae*	*Hannaea*	259	12.95
Achnanthales	*Achnanthidiaceae*	*Planothidium*	135	6.75
Cymbellales	*Cymbellaceae*	*Cymbopleura*	36	1.80
Achnanthales	*Achnanthidiaceae*	*Achnanthidium*	20	1.00
Bacillariales	*Bacillariaceae*	*Nitzschia*	17	0.85
Naviculales	*Naviculales*	*Navicula*	10	0.50
Naviculales	*Pinnulariaceae*	*Pinnularia*	6	0.30
Naviculales	*Diadesmidaceae*	*Luticula*	5	0.25
Fragilariales	*Fragilariaceae*	*Ulnaria*	1	0.05

Fuente. Elaboración propia.

individuos registrados, seguido de *Navicula, Nitzschia* y *Psammothidium* con 201, 164 y 163 individuos, respectivamente. La menor abundancia la registró *Cymbella* y *Rhopalodia* con 2 individuos cada una (**Tabla 5**). El género *Hannaea* presentó la mayor abundancia relativa. Este resultado es similar a un estudio realizado en el Río Illuchi, en Latacunga, donde *Hannaea* obtuvo la mayor abundancia correspondiente a una zona protegida, por lo tanto, su presencia fue un indicador de una buena calidad de agua (Gallegos y Vilela, 2021; Prygiel y Coste, 2000). Además, la presencia de géneros como *Rhopalodia y Cymbella*, es un bioindicador de una buena calidad de agua (Coste y Ayphassorho, 1991).

Con respecto a la zona media, se registró 10 géneros, siendo el más abundante *Gomphonema* con 1511 individuos, seguido de *Hannaea* y *Planothidium* con 259 y 135 individuos, respectivamente. Los géneros con las abundancias más bajas registradas fueron *Pinnularia, Luticula* y *Ulnaria* con 6, 5 y 1 individuos registrados, respectivamente (**Tabla 6**). La abundancia del género *Gomphonema* es similar con otros estudios en cuencas agrícolas donde es dominante, debido a la influencia de nutrientes provenientes de la actividad agrícola (Morales y Salazar, 2012), tal es el caso, en la cuenca del río Malacatos, de la ciudad de Loja, donde se reportó una dominancia similar de *Gomphonema* en áreas agrícolas, lo que se atribuyó a la alta carga de nutrientes de la escorrentía agrícola (Yaguana, y Cartuche, 2022).

En la zona baja el género *Gomphonema* registró la abundancia más alta fue de 1875 individuos, seguido de *Hannaea* con 62 individuos. Los géneros con menor abundancia fueron *Frustulia* y *Navicula* con 1 individuo cada uno (**Tabla 7**). En la zona baja, *Gomphonema* domina al igual que en la zona media, lo cual puede indicar condiciones de estrés ambiental o cambios en la calidad del agua. La menor presencia de *Hannaea* y la aparición de géneros como *Navicula* y *Nitzschia*, que pueden persistir en ambientes contaminados (Lange-Bertalot, 1979), refuerzan esta observación. En un estudio realizado en la microcuenca Yantzaza, se observó una dominancia de *Gomphonema* en zonas afectadas por actividades humanas intensas como agricultura y ganadería, indicando una respuesta de las comunidades de diatomeas a las condiciones de estrés ambiental (Villalta, 2024).

Evaluación de la calidad del agua mediante el Índice Diatómico General (IDG)

El promedio calculado para el IDG en la zona baja es de 3.08, lo que indica una polución media y una eutrofización acentuada. En la zona media, se obtuvo un valor promedio de 3.29, reflejando características similares de polución media y eutrofización acentuada. Por otro lado, en la zona alta, el promedio registrado fue de 4.45, lo cual evidencia una calidad normal y una polución débil. Cabe destacar que en los puntos 2, 3 y 5 de la zona alta se registraron valores superiores a 4.5, lo que implica una calidad biológica óptima del agua (**Figura 7**). Los resultados del IDG y la alta abundancia de géneros sensibles a la contaminación en la zona alta sugieren una buena calidad del agua, mientras que la abundancia de géneros resistentes y altas concentraciones de parámetros fisicoquímicos en las zonas media y baja indican un impacto antropogénico más significativo. En la zona media y baja, el aumento de la conductividad

Tabla 7. Abundancia de comunidades de diatomeas en la parte baja, microcuenca El Carmen.

Orden	Familia	Género	Abundancia	Abundancia relativa (%)
Cymbellales	*Gomphonemataceae*	*Gomphonema*	1875	93.75
Fragilariales	*Fragilariaceae*	*Hannaea*	62	3.1
Naviculales	*Pinnulariaceae*	*Pinnularia*	27	1.35
Achnanthales	*Achnanthidiaceae*	*Planothidium*	12	0.6
Achnanthales	*Achnanthaceae*	*Psammothidium*	11	0.55
Bacillariales	*Bacillariaceae*	*Nitzschia*	6	0.3
Eunotiales	Eunotiaceae	*Eunotia*	3	0.15
Fragilariales	*Fragilariaceae*	*Ulnaria*	2	0.1
Naviculales	Amphipleuraceae	*Frustulia*	1	0.05
Naviculales	*Naviculaceae*	*Navicula*	1	0.05

Fuente. Elaboración propia.

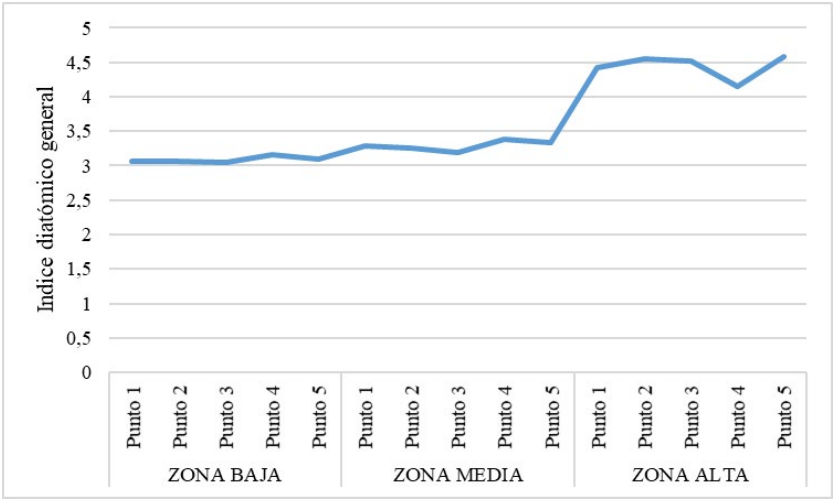

Figura 7. Valores de IDG calculados en la microcuenca El Carmen.
Fuente. Elaboración propia.

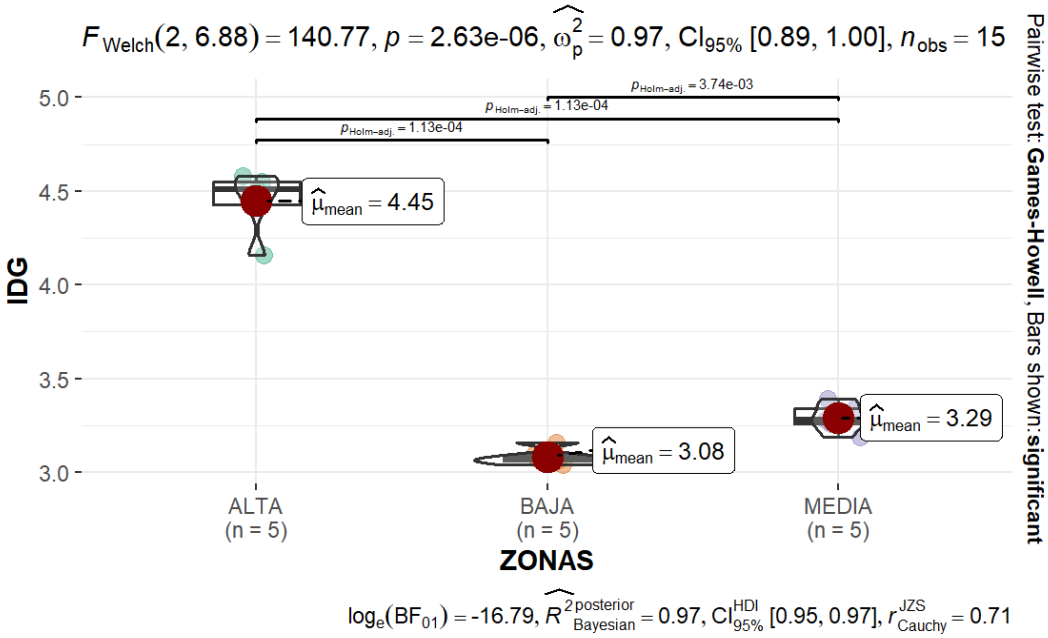

Figura 8. ANOVA paramétrico del IDG en la microcuenca El Carmen.

y sólidos totales, junto con una disminución en el oxígeno disuelto, sugiere una mayor influencia de actividades agropecuarias, urbanas e industriales, lo cual se ha observado en estudios de cuencas urbanas similares, como la del río Jubones en Ecuador (Jervez et al., 2022).

Según los reportes del análisis de varianza paramétrico, el Índice Diatómico General (IDG) (**Figura 8**) fue diferente en los cuerpos de agua estudiados ($p<0.05$), la zona alta reflejo un mayor nivel de IDG seguido por la zona media y baja. El análisis de los parámetros fisicoquímicos y el estudio de las comunidades de diatomeas en la microcuenca El Carmen revelan variaciones significativas en la calidad del agua entre las zonas alta, media y baja. Los resultados del IDG y la alta abundancia de géneros sensibles a la contaminación en la zona alta sugieren una buena calidad del agua, por ejemplo, el género *Hannaea*, el más abundante en la zona alta es considerado un bioindicador de muy buena calidad del agua (Penalta-Rodríguez y López-Rodríguez, 2007), lo cual podría haber influenciado en un valor alto del IDG en esta zona en comparación con las demás. Por otro lado, Passy (2007), a

través de un análisis de gremios ecológicos considera que el género *Gomphonema* es abundante en zonas con altas cargas de nutrientes, lo cual deteriora la calidad del agua, esto explicaría los bajos valores del IDG en las zonas media y baja en relación a la zona alta.

Conclusiones

Este estudio demuestra que las actividades antropogénicas, como la agricultura, la ganadería y los procesos de urbanización, tienen un impacto muy significativo en la calidad del agua de la microcuenca El Carmen, no solo en términos de sus parámetros fisicoquímicos, sino también en la estructura de la comunidad de diatomeas epilíticas. En la zona alta, la calidad del recurso hídrico fue la mejor, con valores altos del Índice Diatómico General (IDG > 4.5) y parámetros fisicoquímicos como la baja turbidez. En contraste, las zonas media y baja, afectadas por prácticas agrícolas y urbanas, mostraron un deterioro significativo, evidenciado por valores bajos del IDG (< 3.5), alta conductividad eléctrica y temperatura.

La identificación de géneros como *Hannaea* en las zonas altas y *Gomphonema* en las zonas medias y bajas confirma aún más que las diatomeas son bioindicadores sensibles y precisos de la calidad ecológica de los cuerpos de agua. Estos resultados resaltan la necesidad de evaluaciones integradas que combinen bioindicadores y análisis fisicoquímicos para promover la gestión sostenible de los recursos hídricos.

En resumen, el estudio resalta la necesidad urgente de políticas y estrategias de conservación que prioricen la protección de las áreas de captación y minimicen los impactos negativos en las zonas más intervenidas. Así, se podrá garantizar la calidad del agua y la sostenibilidad de los ecosistemas acuáticos, asegurando el bienestar de las comunidades que dependen en gran medida de este recurso para satisfacer sus necesidades básicas.

Agradecimientos

Extendemos nuestro agradecimiento a la Dirección de Investigación de la Universidad Nacional de Loja por el apoyo técnico, logístico y financiero. Así mismo al Centro de Investigación y Servicio de Análisis Químico (CISAQ), estamentos universitarios que aportaron significativamente en el desarrollo de este estudio.

Contribución de los autores

Conceptualización, supervisión, metodología, limpieza, curación y análisis de datos: Cartuche-Paqui; Supervisión de trabajo de campo y análisis datos: García-Matailo; Supervisión de muestreo de campo y metodología: Hernández-Ocampo; Supervisión de toma de datos de campo, curación y análisis de datos: Chuncho-Morocho; Supervisión de campo y análisis de datos: Burneo-Saavedra; análisis de datos físico químicos, microscopía y conteo celular: Yaguana-Neira. Muestreo a nivel de campo, conteo y microscopía celular: Chuncho-Salas.

Fuente de financiamiento

Esta investigación recibió financiamiento de la Universidad Nacional de Loja a través de la Dirección de investigación.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses

Referencias

Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., y 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), 35–64. https://doi.org/10.23818/limn.28.04

Arteaga, J., Ayala, G., Briceño, J., Gonzáles, J., Granda, A., Luzuriaga, R., y Vasquez, C. (2016). Microcuencas Abastecedoras de Agua para la Ciudad de Loja. Recuperado de https://www.academia.edu/10910728

Arce, M. F., y Leiva, M. A. (2009). Determinación de la calidad de agua de los ríos de la Ciudad de Loja y diseño de líneas generales de acción para su recuperación y manejo. Universidad Técnica Particular de Loja

Blanco, S. (2010). Generador de números aleatorios para recuentos en microscopía óptica.

Calderón, R. (2017). Propuesta de gestión ambiental del río Cachaco. Escuela Politécnica Nacional

Campos, M., & René, M. (2022). Determinación del índice de calidad de agua mediante el monitoreo de macroinvertebrados, parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en el río Sinincay, Cuenca—Ecuador

Escandón, C., y Cáceres, M. (2022). Análisis de la calidad del agua mediante parámetros físicos químicos y macroinvertebrados bentónicos, presentes en la microcuenca del río San Francisco-Gualaceo. In Universidad Politécnica Salesiana, Sede Cuenca. https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/21649/1/UPS-CT009509.pdf

Espinosa-Paz, T. M., y Rodriguez, C. (2016). Tech note: Determination of water quality index (WQI) of Morón river and Patanemo river of Carabobo state in Venezuela. Revista Ingeniería UC, 23(2), 204–215.

Estrada-Hidalgo, N., Obregon Jimenez, I., Catillo Adame, I., Jordan Romero, J., y Castro Mejia, J. (2018). Evaluación de la calidad de agua a través del índice pampeano de diatomeas (IDP) en tres diferentes localidades del río Actopan, Veracruz. Revista Digital del DepartamentoEl Hombre y su Ambiente, 1(15), 2. https://www.researchgate.net/publication/329428126

Calizaya, J., Avendaño, M., y Delgado, I. (2013). Evaluación de la calidad del agua fluvial con diatomeas (Bacillariophyceae), una experiencia en Tacna, Perú. Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública, 30(1), 58–63. https://scielosp.org/pdf/rpmesp/2013.v30n1/58-63/es

Cartuche, A., Guan, Z., Ibelings, B. W., y Venail, P. (2019). Phytoplankton Diversity Relates Negatively with Productivity in Tropical High-Altitude Lakes from Southern Ecuador. *Sustainability, 11*(19), Article 19. https://doi.org/10.3390/su11195235.

Céspedes, E. (2014). Análisis taxonómico de las principales especies de diatomeas (Bacillariophyceae) en seis sitios en la cuenca del río Sarapiquí, Heredia, Costa Rica.

Coste, M., y Ayphassorho, H. (1991). Étude de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques: Application des indices diatomiques.

Fetscher, A. E., Busse, L., y Ode, P. R. (2009). Standard operating procedures for collecting stream algae samples and associated physical habitat and chemical data for ambient bioassessments in California. *California State Water Resources Control Board Surface Water Ambient Monitoring Program (SWAMP)* Bioassessment SOP, 2. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/271078928

Gallegos, D. C., y Vilela, C. J. (2021). Identificación de diatomeas epilíticas asociadas a la calidad de agua del río Illuchi, cantón Latacunga, provincia de Cotopaxi, período octubre 2020-marzo 2021. [B.S. thesis, Universidad Técnica de Cotopaxi]. Recuperado de http://repositorio.utc.edu.ec/handle/27000/10617

Gómez, N., Charles, J., Adonis, G., Guasch, H., Mateo, P., y Sabater, S. (2009). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. Fundación BBVA

Heredia, B., Méndez, P., y Osorio, M. (2024). Epilithic Diatoms as Bioindicators of Water Quality in the Jimbitono River, Morona Santiago, Ecuador. ESPOCH Congresses: The Ecuadorian Journal of S.T.E.A.M., 3(2), 21–38. https://doi.org/10.18502/espoch.v4i1.15797

Jervez, K. A. E., Guerrero, W. O. P., Espinosa, V. X. M., y Cortez, J. L. S. (2022). Situación actual del Río Jubones en el Ecuador, un análisis de los metales traza, calidad y parámetros fisicoquímicos del agua. *Revista Científica Arbitrada Multidisciplinaria PENTACIENCIAS, 4*(2), 292-307.

Karthick, B., Taylor, J. C., Mahesh, M., y Ramachandra, T. (2010). Protocols for collection, preservation and enumeration of diatoms from aquatic habitats for water quality monitoring in India. *IUP Journal of Soil & Water Sciences, 3*(1)

Lange-Bertalot, H. (1979). Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia Beiheft, 64*, 285-304

Macas, G. (2017). Indicadores de uso sustentable del agua en la ciudad de Loja, 2015. Universidad Técnica Particular de Loja

Mayama, S. (2012). *Diatom Project: International Project for Science, Environmental Education, and Communication*. Tokyo Gakugei University.

Mateo-Sagasta, J., Zadeh, S. M., y Turral, H. (2018). More people, more food, worse water?: A global review of water pollution from agriculture

Montoya-Moreno, Y., Sala, S., Vouilloud, A., Aguirre, N., y Plata-Díaz, Y. (2013). Lista de las diatomeas de ambientes continentales de Colombia. *Biota Colombiana, 14*(2)

Morales, S., y Salazar, M. (2012). Diatomeas perifíticas de lagos con diferente estado trófico en el departamento del Cauca (Colombia). *Luna Azul, 35*, 10-27

Murga-Orrillo, H., Coronado Jorge, M. F., Abanto-Rodríguez, C., y Lobo, F. D. A. (2021). Gradiente altitudinal y su influencia en las características edafoclimáticas de los bosques tropicales. Madera y Bosques, 27(3), e2732271. https://doi.org/10.21829/myb.2021.2732271

Pham, T. (2017). Comparison between Water Quality Index (WQI) and biological indices, based on planktonic diatom for water quality assessment in the Dong Nai River, Vietnam. Pollution, 3(2), 311–323. https://jpoll.ut.ac.ir/article_60380_b74dfaf2099e0f500f5266b16366d1b6.pdf

Norris, R. H., & Hawkins, C. P. (2000). Monitoring river health. Hydrobiologia, 435, 5-17

Passy, S. (2007). Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. Aquatic Botany, 86, 171–178. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2006.09.018

Penalta-Rodríguez, M., y López-Rodríguez, M. C. (2007). Diatomeas y calidad del agua de los ríos del Macizo Central Gallego (Ourense, N.O. España) mediante la aplicación de índices diatomológicos. Limnetica, 26(2), 351–358. https://doi.org/10.23818/limn.26.30

Piccardo, A. (2020). Diatomeas bentónicas como indicadores de gradientes ambientales asociados a actividades antrópicas en arroyos de la cuenca del Río Negro

Prygiel, J., y Coste, M. (2000). Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. Agences de l'Eau, Ministiére de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Direction de l'Eau & CEMAGREF, Paris, France

Rice, E. W., Bridgewater, L., y American Public Health Association. (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater (Vol. 10). American Public Health Association, Washington, DC

Samanez, I., Rimarachín, V., Palma, C., Arana, J., Ortega, H., Correa, V., y Hidalgo Del Águila, M. (2014). Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: Plancton, perifiton, bentos (macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales del Perú. Ministerio del Ambiente

Steinitz-Kannan, M., y Cooper, J. (2007). The diatoms (Bacillariophyta). New Survey of Clare Island, 6, 115-139,200,217-232.

Vázquez, G., Castro, G., González, I., Pérez, R., y Castro, T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS, 60*(4), 41-48

Villalta, S. (2024). Evaluación de la calidad del agua aplicando el Índice Diatómico General (IDG) en microcuencas abastecedoras de agua de consumo, en la zona urbana del cantón Yantzaza [Universidad Nacional de Loja]. Recuperado de https://dspace.unl.edu.ec

Yaguana, R., y Cartuche, V. (2022). Variación de diatomeas (Bacillariophyta) en un gradiente del estado de conservación de ribera del río Malacatos, Loja-Ecuador. *CEDAMAZ, 12*(2).