

Artículo de investigación

Evaluación de la calidad del agua en los ríos urbanos de Loja para la gestión sostenible de vertidos

Water quality assessment of Loja's urban rivers for sustainable wastewater management

Christian Fernando León Celi¹ , Jackelinne Andrea Castillo Villalta¹ 

¹Grupo de Investigación de Medio Ambiente y Recursos Naturales y carrera de Ingeniería Ambiental, de la Universidad Nacional de Loja

Fecha de recepción: 02/05/2025

Fecha de aceptación: 02/06/2025

Fecha de publicación: 30/06/2025

Resumen

Este estudio evaluó la calidad del agua en los ríos Malacatos, Zamora Huayco y Zamora, en la ciudad de Loja, Ecuador, con el objetivo de identificar las principales fuentes de contaminación y su impacto. Durante tres campañas de muestreo realizadas entre diciembre de 2022 y enero de 2023, se analizaron parámetros fisicoquímicos como oxígeno disuelto (OD), materia orgánica (DBO₅ y DQO), nitrógeno amoniacal (NH₄⁺), caudal, temperatura, conductividad y pH en 69 puntos entre vertidos y quebradas tributarias. En el tramo Malacatos-Zamora se identificaron 56 puntos de descarga, con las quebradas Cater, Alumbre, Viveros, San Cayetano y Las Pavas como principales fuentes contaminantes. En este tramo, las concentraciones máximas alcanzaron 117,87 mg/L para DBO₅ y 16,50 mg/L para NH₄⁺, superando ampliamente los límites establecidos por el TULSMA, lo que redujo el OD a un mínimo de 4.02 mg/L. Respecto al tramo Zamora Huayco, con 13 puntos de descarga, destacaron las quebradas Minas y vertidos directos, presentando DBO₅ de 48.56 mg/L y NH₄⁺ de 3.35 mg/L, lo que compromete la calidad del agua. Para evaluar la respuesta del sistema fluvial ante estas cargas, se desarrolló un modelo matemático propio, formulado mediante ecuaciones diferenciales de transporte y reacción, e implementado en Python. El modelo fue calibrado con datos de campo y mostró un ajuste satisfactorio, con errores cuadráticos medios (MSE) de 0.62 mg²/L² para OD, 235.74 mg²/L² para DBO₅ y 2.96 mg²/L² para NH₄⁺ en Malacatos-Zamora, y valores menores en Zamora Huayco. Estos resultados subrayan la necesidad urgente de implementar medidas como la expansión del sistema de alcantarillado, el fortalecimiento de la infraestructura de tratamiento de aguas residuales y el control de vertidos directos. Este enfoque no solo caracteriza el impacto de las descargas actuales, sino que también establece una base metodológica para desarrollar estrategias sostenibles de gestión hídrica en sistemas fluviales urbanos.

Palabras clave: Calidad del agua. Contaminación hídrica. Ríos urbanos. Modelación matemática. Gestión hídrica. Ecuador.

Abstract

This study assessed the water quality of the Malacatos, Zamora Huayco, and Zamora rivers in the city of Loja, Ecuador, with the aim of identifying the main pollution sources and their environmental impact. During three sampling campaigns conducted between December 2022 and January 2023, key physicochemical parameters were analyzed, including dissolved oxygen (DO), organic matter (BOD₅ and COD), ammoniacal nitrogen (NH₄⁺), flow rate, temperature, conductivity, and pH, at 69 locations encompassing effluents and tributary streams. In the Malacatos-Zamora reach, 56 discharge points were identified, with the Cater, Alumbre, Viveros, San Cayetano, and Las Pavas streams being the primary pollution sources. In this section, maximum concentrations reached 117.87 mg/L for BOD₅ and 16.50 mg/L for NH₄⁺, significantly exceeding the thresholds established by the TULSMA, thereby reducing DO to a minimum of 4.02 mg/L. In the Zamora Huayco reach, with 13 discharge points, the Minas stream and direct discharges were the main contributors, presenting BOD₅ levels of 48.56 mg/L and NH₄⁺ levels of 3.35 mg/L, compromising water quality. To evaluate the fluvial system's response to these

pollutant loads, a custom mathematical model was developed, based on transport and reaction differential equations and implemented in Python. The model was calibrated using field data and demonstrated satisfactory performance, with mean squared errors (MSE) of 0.62 mg²/L² for DO, 235.74 mg²/L² for BOD₅, and 2.96 mg²/L² for NH₄⁺ in the Malacatos-Zamora section, with lower values in Zamora Huayco. These findings highlight the urgent need to implement measures such as expanding the sewerage network, enhancing wastewater treatment infrastructure, and controlling direct discharges. This approach not only characterizes the impact of current discharges but also provides a methodological basis for developing sustainable water management strategies in urban river systems.

Keywords: Water quality. Water pollution. Urban rivers. Mathematical modeling. Water management. Ecuador.

Introducción

La calidad del agua en los ríos urbanos es uno de los mayores desafíos para la salud pública y los ecosistemas acuáticos a nivel global. Se estima que para 2050, más del 80% de la población mundial podría vivir en cuencas hidrográficas afectadas por múltiples fuentes de contaminación (Strokal et al., 2021). Este fenómeno, conocido como el “síndrome del arroyo urbano”, se caracteriza por un aumento de contaminantes, la pérdida de biodiversidad y la alteración de los flujos hídricos, debido a la descarga de aguas residuales y pluviales no tratadas (Marques & Cunico, 2023; Ellis et al., 2006; Sheldon et al., 2018).

En regiones como Europa, el sudeste asiático y América del Norte, los ríos urbanos enfrentan desafíos graves relacionados con la expansión urbana y la insuficiencia del tratamiento de aguas residuales (Strokal et al., 2021). En Estados Unidos, la Agencia de Protección Ambiental (USEPA) ha informado que más del 50% de los ríos y arroyos evaluados presentan deterioro debido a la acumulación de sedimentos, nutrientes y patógenos (Parajuli & Ouyang, 2013). En Asia, particularmente en la India, el 70% de los recursos hídricos están contaminados por aguas residuales no tratadas y desechos industriales (Sharma, 2021), mientras que en China, la escorrentía agrícola y la contaminación por metales pesados en ríos como el Weihe y el Songhua plantean riesgos significativos para la salud humana y los ecosistemas (Liu et al., 2018; Ke-we, 2014).

En América Latina, factores socioeconómicos y marcos regulatorios débiles exacerbaban la contaminación de ríos urbanos, donde cerca del 70% de las aguas residuales se vierten sin tratamiento (WWAP, 2017). La canalización de cauces y gestión inadecuada de aguas pluviales degradan la biodiversidad (Walteros & Ramírez, 2020), requiriendo estrategias integradas con tecnologías avanzadas y enfoques socioculturales para su recuperación (Pinto et al., 2023; Shahady, 2021).

En Ecuador, los ríos andinos como el Tarqui, Yanuncay, Machángara y Tomebamba han mostrado una pérdida en la calidad del agua debido a las descargas de aguas residuales y la escorrentía (Campaña

et al., 2017; Pauta-Calle et al., 2019). De manera similar, en los ríos amazónicos de los cantones Joya de los Sachas y Francisco de Orellana, se han registrado niveles elevados de nitratos que exceden los límites permisibles, principalmente debido a la escorrentía agrícola, lo que plantea riesgos para la salud pública (Vargas-Tierras et al., 2024; Burbano 2 Salas et al., 2024). Además, en diversas provincias del país se han identificado compuestos tóxicos y patógenos como *Escherichia coli* y *Salmonella spp.*, lo que pone de manifiesto el grave problema de salud pública que afecta a los ríos ecuatorianos (Vinueza Rivera, 2016).

Los ríos urbanos de Loja (Zamora y Malacatos) presentan una degradación significativa de la calidad del agua, con presencia de *E. coli*, metales pesados y otros patógenos que amenazan la biodiversidad y salud humana (Vinueza et al., 2021; Alvarado-Arias, 2022). Esta contaminación ha reducido la percepción comunitaria sobre su valor ecosistémico, limitando su uso recreativo (Estudio de valores sociales, 2022).

Aunque estos estudios han documentado la presencia de contaminantes, la falta de información precisa sobre las fuentes específicas de contaminación impide una intervención efectiva. Este vacío en la investigación hace necesario este estudio centrado en evaluar la calidad del agua de los ríos Malacatos, Zamora Huayco y Zamora, mediante la identificación de todas las fuentes de contaminación (vertidos y descargas de tributarios) y la evaluación de su impacto en parámetros críticos como el oxígeno disuelto, la materia orgánica y el nitrógeno amoniacal. Este estudio tiene como objetivo proporcionar datos clave para la toma de decisiones en la gestión sostenible del agua en Loja.

La presente investigación combina una caracterización fisicoquímica de las descargas con la construcción de un modelo matemático en Python, lo que permite predecir los impactos de diferentes fuentes de contaminación. Este enfoque no solo busca caracterizar la situación actual, sino también proporcionar herramientas útiles para que actores locales, como el Municipio de Loja, puedan priorizar la construcción de infraestructura adecuada, como colectores de alcantarillado en los sectores más afectados.

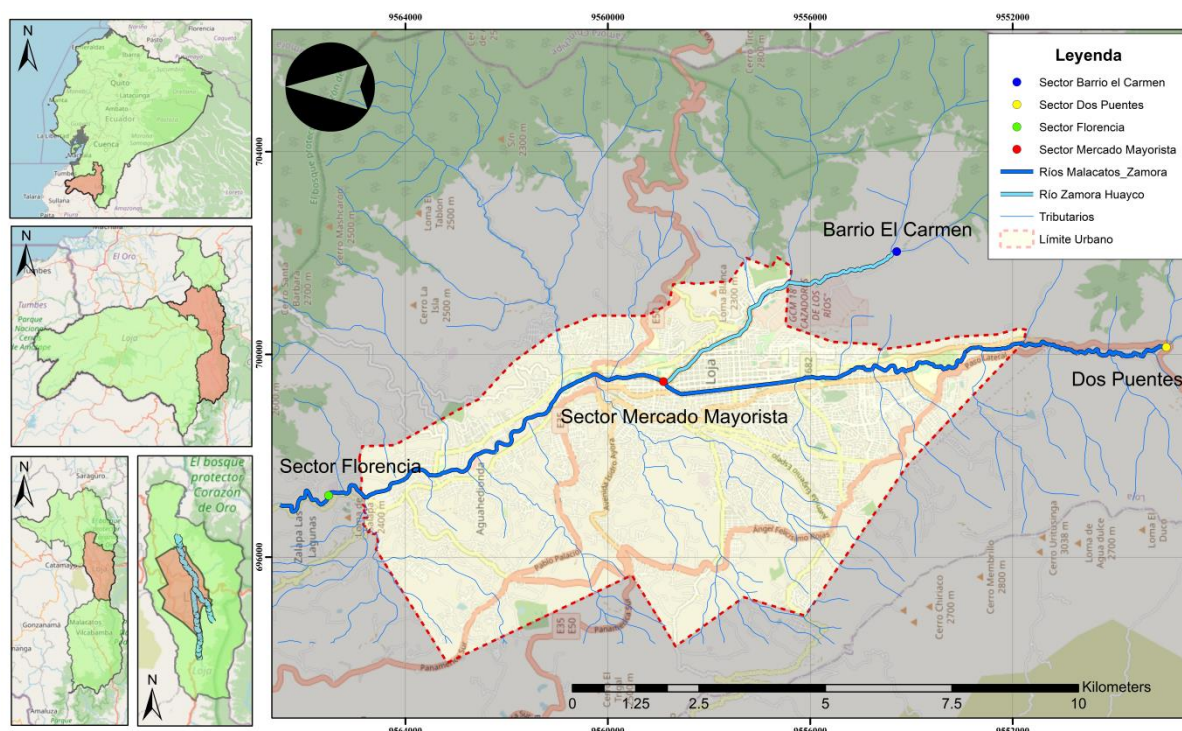


Figura 1. Área de estudio, ríos urbanos de la ciudad de Loja.
Fuente. Autoría propia.

Métodos

Área de estudio y puntos de monitoreo

La presente investigación se desarrolló en los ríos urbanos de la ciudad de Loja, Ecuador, los cuales atraviesan de sur a norte las zonas urbanas y actúan como cuerpos receptores de múltiples descargas de aguas residuales domésticas y afluentes tributarios (Gonzaga, 2024). El área de estudio se delimitó geográficamente desde el sector El Carmen (en el río Zamora Huayco) y Dos Puentes (en el río Malacatos), hasta su confluencia, donde se forma el río Zamora. Este último se extendió al norte hasta el sector Florencia, como se muestra en la **Figura 1**.

Con el fin de identificar y caracterizar los puntos de descarga, se realizó un recorrido sistemático de campo a lo largo de ambos ríos. Cada punto de vertimiento fue georreferenciado utilizando herramientas de posicionamiento satelital, y se documentaron características hidrológicas y ambientales clave. Asimismo, se definieron 16 puntos de control distribuidos longitudinalmente, utilizados para monitorear la evolución de la calidad del agua y calibrar el modelo matemático. Su ubicación consideró principalmente la uniformidad del cauce (segmentos rectos >40 m), así como la accesibilidad, signos visibles de contaminación y la dinámica hidráulica local (Ji, 2022).

Recolección de datos

Con el fin de identificar condiciones representativas de alta carga contaminante, la investigación se realizó en época de estiaje, mediante tres campañas de muestreo efectuadas entre diciembre de 2022 y enero de 2023 en los ríos Zamora Huayco y Malacatos-Zamora. En campo, se registraron parámetros fisicoquímicos como oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad eléctrica y temperatura, utilizando un sensor multiparamétrico previamente calibrado.

Las muestras de agua superficial se recolectaron en recipientes esterilizados y se conservaron conforme a la norma NTE INEN 2169:2013 para su análisis en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la UNL. La materia orgánica se caracterizó mediante Demanda Química de Oxígeno (DQO), usando el método del reactor de digestión, y Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO_5), por incubación. El nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$) se cuantificó con el método de Nessler, aplicando diluciones cuando fue necesario para garantizar precisión.

Los parámetros se analizaron mediante estadística descriptiva (mínimo, máximo, media, desviación estándar) para caracterizar la calidad del agua por tramo fluvial (Abbasi & Abbasi, 2021; Bărbulescu & Barbeș, 2021). Esta técnica, estándar en estudios ambientales (Uddin et al., 2021; Shrestha & Kazama,

2022), permitió comparar los valores con los límites normativos del TULSMA y evaluar riesgos ecosistémicos (Varol, 2020; Uddin et al., 2023).

El caudal se estimó mediante tres métodos complementarios: aforos volumétricos, con molinete hidrométrico y aforos químicos, estos últimos usando sal (NaCl) como trazador y monitoreo en tiempo real de la conductividad eléctrica para calcular su variación antes y después de la inyección.

Modelo matemático

El modelo matemático desarrollado en Python empleó un enfoque mecanicista de transporte y reacción, formulado a partir del principio de conservación de masa, para simular el impacto de fuentes contaminantes puntuales. A diferencia de modelos complejos como QUAL2K (Chapra et al., 2021), se optó por una estructura simplificada adaptada a condiciones locales y objetivos específicos del estudio.

$$[O_2]_j = [O_2]_{j-1} + \frac{\Delta X}{v \cdot 86400} \cdot \left[k_2 \cdot ([O_{2sat}] - [O_2]_{j-1}) - k_1 \cdot L_{j-1} \cdot \frac{[O_2]_{j-1}}{k_s + [O_2]_{j-1}} - 4.57 \cdot k_{nit} \cdot [NH_4^+]_{j-1} \cdot \frac{[O_2]_{j-1}}{k_{NH_4^+} + [O_2]_{j-1}} \right] \quad (1)$$

$$L_j = L_{j-1} + \frac{\Delta X}{v \cdot 86400} \cdot \left(-k_1 \cdot L_{j-1} \cdot \frac{[O_2]_{j-1}}{k_s + [O_2]_{j-1}} \right) \quad (2)$$

$$[NH_4^+]_j = [NH_4^+]_{j-1} + \frac{\Delta X}{v \cdot 86400} \cdot \left(-k_{nit} \cdot [NH_4^+]_{j-1} \cdot \frac{[O_2]_{j-1}}{k_{NH_4^+} + [O_2]_{j-1}} \right) \quad (3)$$

El modelo fue implementado y analizado en Python, donde se optimizaron parámetros clave como las constantes de biodegradación, reaeración y nitrificación. La modelación se realizó bajo condiciones de estado estacionario, considerando mezcla completa en sentido lateral y vertical, y descartando procesos de difusión y dispersión longitudinal. Se resolvieron ecuaciones diferenciales para oxígeno disuelto (OD), materia orgánica (DBO₅) y nitrógeno amoniacal (NH₄⁺), aplicando el método numérico de Euler.

Donde:

- $[O_2]_j$: Concentración de oxígeno disuelto en el subtramo j (mg/L).
- $[O_2]_{j-1}$: Concentración de oxígeno disuelto en el subtramo anterior $j - 1$ (mg/L).
- ΔX : Longitud del subtramo (m).
- v : Velocidad del flujo en el tramo (m/s).
- 86400: Factor de conversión de segundos a días (1 día = 86400 s).
- k_2 : Constante de recreación (d⁻¹).
- $[O_{2sat}]$: Concentración de oxígeno en saturación, ajustada por temperatura y altitud (mg/L).

- k_1 : Constante de degradación de la DBO (d⁻¹).
- L_j : Concentración de demanda bioquímica de oxígeno en el subtramo j (mg/L).
- L_{j-1} : Concentración de demanda bioquímica de oxígeno en el subtramo anterior $j - 1$ (mg/L).
- k_s : Constante de semisaturación para la DBO (mg/L).
- 4.57: Factor de ajuste para el proceso de nitrificación.
- k_{nit} : Constante de nitrificación para el amoníaco (d⁻¹).
- $[NH_4^+]_j$: Concentración de nitrógeno amoniacal en el subtramo j (mg/L).
- $[NH_4^+]_{j-1}$: Concentración de nitrógeno amoniacal en el subtramo anterior $j - 1$ (mg/L).
- $k_{NH_4^+}$: Constante de semisaturación para el amoníaco (mg/L).

Las constantes de reaeración, biodegradación, y de nitrificación se ajustaron para las condiciones de temperatura reales de los ríos, para lo cual se utilizó la ecuación de Arrhenius (Chapra, 1997). El oxígeno de saturación del agua se calculó en función de la

temperatura y altitud (APHA, 1992). En el punto cero de cada segmento de río las condiciones de contorno se determinaron mediante balances de masas. Finalmente, ante la presencia de azudes, se determinó la relación entre el déficit de oxígeno aguas arriba y aguas abajo mediante el uso de una función lineal (Chapra, 1997).

Optimización

La optimización de los parámetros del modelo se realizó mediante una combinación de algoritmos globales y locales: Basinhopping con refinamiento por L-BFGS-B, y el Algoritmo Evolutivo Diferencial (DE), también complementado con L-BFGS-B.

Estos algoritmos son particularmente adecuados para problemas multidimensionales, no lineales, con restricciones y sin una forma conocida o derivable de la función objetivo, características comunes en la

calibración de modelos de calidad del agua (Khera, 2023; Bezerra et al., 2015). Basinhopping permite una exploración global del espacio de soluciones al saltar entre regiones y evitar mínimos locales, siendo útil en problemas con múltiples óptimos (Wales & Doye, 1997). El DE, por su parte, es un algoritmo evolutivo que explora eficazmente espacios de búsqueda complejos mediante mutación, recombinación y selección (Storn & Price, 1997). Finalmente, L-BFGS-B actúa como método local eficiente, refinando las soluciones dentro de regiones acotadas, especialmente útil cuando los parámetros deben respetar límites físicos o ambientales (Byrd et al., 1995).

Confiabilidad y validez de resultados

Para optimizar los parámetros del modelo, se utilizó una función de error basada en el Error Cuadrático Medio (MSE), que mide la discrepancia entre los valores

$$[O_2]_{error} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n ([O_2]_{modelado,i} - [O_2]_{observado,i})^2 \quad (5)$$

$$L_{error} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (L_{modelado,i} - L_{observado,i})^2 \quad (6)$$

$$[NH_4^+]_{error} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n ([NH_4^+]_{modelado,i} - [NH_4^+]_{observado,i})^2 \quad (7)$$

observados y los valores simulados de las variables de interés: oxígeno disuelto ($[O_2]$), materia orgánica (L) y nitrógeno amoniacal ($[NH_4^+]$). La función de error total se define como la suma de los errores individuales para cada variable, de la siguiente manera:

$$MSE = [O_2]_{error} + L_{error} + [NH_4^+]_{error} \quad (4)$$

Cada componente se calcula mediante la fórmula del error cuadrático medio:

Donde:

- n : Número de observaciones en los puntos de control.
- $[O_2]_{modelado,i}$, $L_{modelado,i}$, $[NH_4^+]_{modelado,i}$: Valores simulados en el punto i .
- $[O_2]_{observado,i}$, $L_{observado,i}$, $[NH_4^+]_{observado,i}$: Valores observados en el punto i .

El proceso de optimización consistió en ajustar los parámetros del modelo para minimizar el valor de MSE, mejorando así la precisión en la representación del sistema fluvial. Esta métrica permite validar el modelo cuantificando la diferencia entre predicciones y

observaciones (Li et al., 2023). Además, la comparación del MSE obtenido mediante diferentes algoritmos de optimización brinda mayor confiabilidad al proceso de calibración (Zhang et al., 2022).

Resultados y discusión

La inspección del río Malacatos-Zamora (19.8 km) identificó 56 puntos de descarga, incluyendo afluentes (Zamora Huayco, Jipiro), 22 quebradas tributarias, y 32 vertidos directos no conectados al alcantarillado (**Figura 2**). Situación similar se observó en el Zamora Huayco (5.87 km), con 13 descargas (5 quebradas, 8 vertidos directos). Esta prevalencia de descargas no tratadas, documentada previamente en ríos andinos (Campaña et al., 2017) y Latinoamérica (WWAP, 2017, 2019), evidencia la necesidad urgente de mejorar la infraestructura de tratamiento y cobertura de alcantarillado en Loja.

La **Tabla 1** resume los parámetros de los vertidos en ambos tramos. Los valores de pH (6.70-8.27) se mantienen dentro del rango permitido (TULSMA, 2015), mostrando condiciones entre neutras y ligeramente alcalinas. La conductividad fue mayor en Malacatos-Zamora (473.27 μ S/cm) que en Zamora

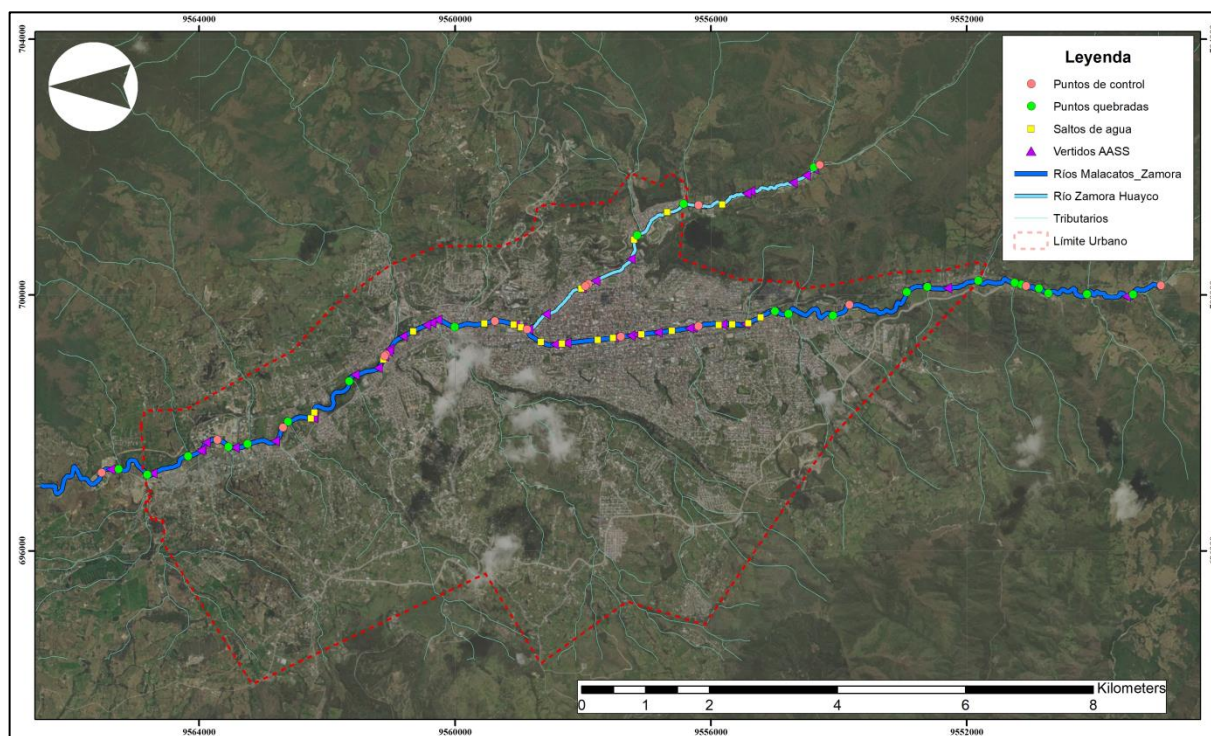


Figura 2. Puntos de descarga (56) y 16 de control de los ríos urbanos de Loja.

Fuente. Elaboración propia.

Tabla 1. Parámetros básicos de los vertidos en los tramos Malacatos-Zamora y Zamora Huayco.

Río	pH	Cond. (μS/cm)	Turb. (NTU)	Temp. (°C)	Caudal (L/s)
Malacatos-Zamora					
Mínimo	6.97	45.20	0.74	13.90	0.11
Máximo	8.27	3613.33	502.33	25.00	160.23
Mediana	7.71	473.27	89.66	18.93	19.20
Desv. Est.	0.31	501.65	99.82	1.86	35.54
Zamora Huayco					
Mínimo	6.70	21.23	0.72	15.47	0.26
Máximo	7.73	833.67	185.67	20.80	59.95
Mediana	7.19	206.05	44.55	17.86	15.32
Desv. Est.	0.31	245.50	63.33	1.90	21.72

Fuente. Elaboración propia.

Huayco (206.05 μS/cm), sugiriendo mayor carga iónica por vertidos domésticos, concordante con la falta de colectores marginales en el sector occidental de Loja. Estos patrones coinciden con lo reportado para ríos urbanos (Bondarenko et al., 2017; Uwidia, 2013).

La turbidez fue mayor en Malacatos-Zamora (502.33 NTU) que en Zamora Huayco (185.67 NTU), indicando mayor contenido de sólidos suspendidos. Las temperaturas (13.9-25.0 °C) se mantuvieron dentro del rango natural (TULSMA, 2015). Los caudales máximos (160.23 L/s en Malacatos-Zamora; 59.95 L/s en

Tabla 2. Parámetros fisicoquímicos de los vertidos en los tramos Malacatos-Zamora y Zamora Huayco.

Río	OD (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)
Malacatos-Zamora				
Mínimo	3.33	2.67	1.77	0.04
Máximo	9.54	785.33	526.93	27.67
Media	6.98	150.93	114.48	6.37
Desv. Est.	2.17	241.58	169.45	10.89
Zamora Huayco				
Mínimo	1.55	17.33	11.09	0.05
Máximo	9.38	908.33	581.63	61.67
Media	5.72	257.35	170.64	15.20
Desv. Est.	2.30	252.90	166.03	16.20

Fuente. Elaboración propia.

Zamora Huayco) son reducidos, limitando la dilución de contaminantes durante períodos de bajo caudal.

La **Tabla 2** presenta los parámetros biológicos en ambos tramos. El oxígeno disuelto (OD) registró valores inferiores al límite TULSMA (6 mg/L), alcanzando niveles hipóxicos (Błaszczak et al., 2022), en concordancia con registros previos en Loja (Zúñiga Torres, 2014). Estas condiciones, propias de aguas residuales, reflejan una alta carga contaminante que puede generar zonas hipóxicas, afectando la biota y los procesos biogeoquímicos (ŞAHİN, 2022).

En Malacatos-Zamora, las descargas mostraron demandas químicas y bioquímicas de oxígeno (DQO y

DBO₅) que exceden ampliamente los límites del TUL-SMA para cuerpos de agua dulce, alcanzando valores máximos de 908.33 mg/L y 581.33 mg/L, respectivamente. Estos niveles indican una fuerte carga orgánica que consume el oxígeno disponible, generando estrés ecosistémico (Nürnberg, 2019; Zheng et al., 2023). La relación DBO₅/DQO (~0.64) sugiere predominancia de materia orgánica biodegradable, posiblemente de origen doméstico (Chapra, 1997).

Las concentraciones de NH₄⁺ alcanzaron 61.67 mg/L (Malacatos-Zamora) y 27.67 mg/L (Zamora Huayco), superando el límite de 15 mg/L (TULSMA, 2015), y representando riesgo de toxicidad acuática (Wang et al., 2021). Estos niveles pueden promover la

Tabla 3. Parámetros básicos en puntos de control en los tramos Malacatos-Zamora y Zamora Huayco.

Río	pH	Cond. (µS/cm)	Turb. (NTU)	Temp. (°C)	Caudal (L/s)
Malacatos-Zamora					
Mínimo	6.40	30.00	2.00	13.30	118.56
Máximo	8.40	525.00	77.80	23.50	1526.32
Media	7.51	208.16	30.01	17.73	682.86
Desv. Est.	0.42	124.77	21.68	2.44	475.63
Zamora Huayco					
Mínimo	6.00	50.40	0.70	14.80	50.20
Máximo	7.90	182.90	28.90	19.70	258.04
Media	7.07	94.32	9.41	17.72	155.00
Desv. Est.	0.57	52.66	11.14	1.60	84.64

Fuente. Elaboración propia.

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos de los puntos de control en los tramos Malacatos-Zamora y Zamora Huayco.

Río	OD (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)
Malacatos-Zamora				
Mínimo	4.02	1.00	0.65	0.15
Máximo	9.86	185.23	117.87	16.50
Media	7.34	86.96	55.70	5.45
Desv. Est.	1.61	51.40	32.74	4.35
Zamora Huayco				
Mínimo	6.35	3.00	2.01	0.13
Máximo	9.49	74.00	48.56	3.35
Media	8.48	23.08	15.34	0.95
Desv. Est.	1.08	26.46	17.55	1.15

Fuente. Elaboración propia.

eutrofización e indicar contaminación fecal, asociada a vertidos de aguas residuales, con implicaciones para la salud pública y los usos recreativos o potables del agua (Limongi et al., 2018; Zhang et al., 2024).

El análisis en puntos de control mostró diferencias significativas entre ambos ríos (**Tablas 3–4**). Malacatos-Zamora presentó mayor conductividad (525.00 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y turbidez (77.80 NTU), reflejando mayor impacto antropogénico aguas abajo. Estos resultados coinciden con observaciones en ríos urbanos de Pichincha, donde se reporta acumulación de sales y sólidos suspendidos por escorrentía y vertidos urbanos (Borja-Serrano et al., 2020).

Los niveles de oxígeno disuelto (OD) en Zamora Huayco fueron ligeramente superiores, lo que sugiere mejores condiciones de oxigenación, posiblemente por una menor carga de contaminantes orgánicos. Este patrón se refleja en las concentraciones máximas de DBO₅ (117.87 mg/L en Malacatos-Zamora vs. 48.56 mg/L en Zamora Huayco) y DQO (185.23 vs. 74.00 mg/L), significativamente más altas en Malacatos-Zamora, indicando mayor contaminación orgánica. La descomposición de esta materia consume oxígeno, explicando la correlación inversa entre DBO₅/DQO y OD (Nürnberg, 2019; Zheng et al., 2023).

En Malacatos-Zamora, el nitrógeno amoniacal (NH₄⁺) alcanzó un máximo de 16.50 mg/L, lo que sugiere una mayor carga de vertidos orgánicos y posible contaminación fecal (Nhu et al., 2023; Reynolds et al., 2021). La mayor variabilidad en los parámetros indica fluctuaciones ambientales más marcadas,

probablemente por múltiples fuentes de descarga y vertimientos intermitentes (Pinto et al., 2024).

Para el análisis espacial y modelación, el tramo Malacatos-Zamora se dividió en 84 segmentos, definidos por cambios en la calidad del agua (ubicación de vertidos) y condiciones hidráulicas como azudes. Se identificaron 18 saltos de agua caracterizados visualmente. El Zamora Huayco se segmentó en 22 subtramos con 4 saltos. Esta segmentación, común en estudios de calidad del agua, mejora la precisión del modelo al representar la heterogeneidad del sistema (Chapra, 1997).

El algoritmo DE con refinamiento L-BFGS-B superó a Basinhopping-L-BFGS-B en la calibración del modelo (Khera, 2023; Bezerra et al., 2015). En Malacatos-Zamora, el ajuste con DE obtuvo MSE de 0.6248 mg²/L² (OD), 235.7353 mg²/L² (DBO₅) y 2.9648 mg²/L² (NH₄⁺), reproduciendo adecuadamente las tendencias generales, aunque con discrepancias en zonas críticas (vertidos y azudes), atribuibles a la complejidad del proceso de mezcla y la influencia de estructuras hidráulicas (Al-Hadeethi et al., 2024). La mayor variación se dio en la materia orgánica, posiblemente por fuentes no caracterizadas o la necesidad de modelar por separado fracciones solubles y suspendidas (Chapra, 1997).

El modelo para Malacatos-Zamora (**Figura 2**) identificó a las quebradas Cater, Alumbre, Viveros, San Cayetano y Las Pavas como principales fuentes de contaminación, con DBO₅ de hasta 100 mg/L, excediendo ampliamente el límite para consumo humano (≤ 2 mg/L) (TULSMA, 2015; Vinueza et al., 2021). La

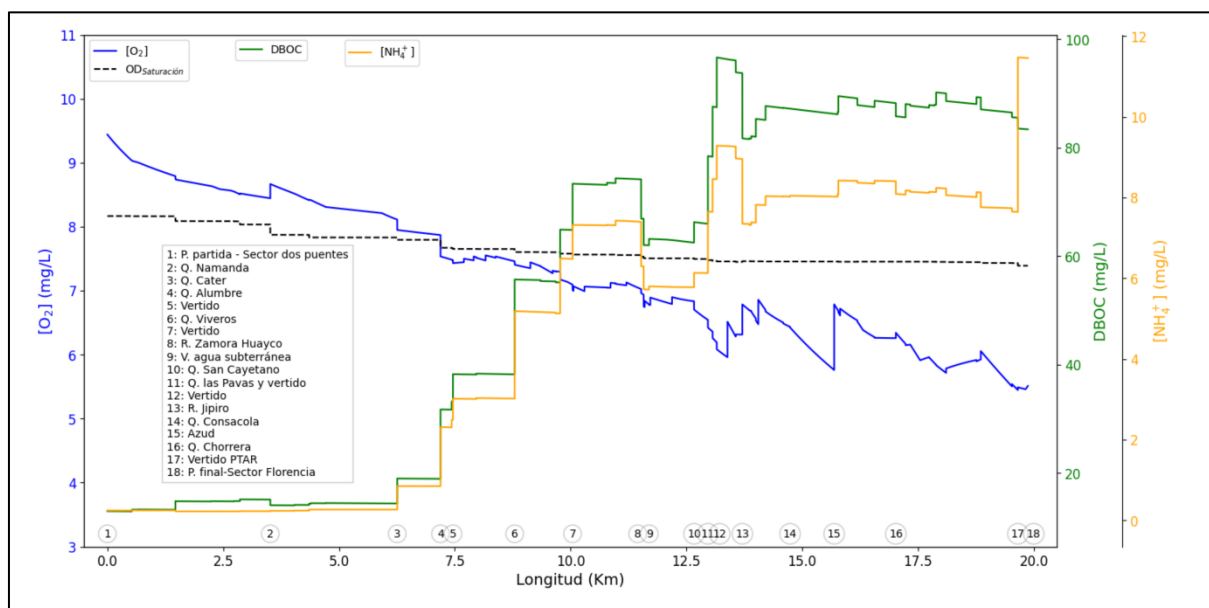


Figura 3. Modelo optimizado del tramo Malacatos-Zamora que muestra los parámetros Oxígeno disuelto (OD), materia orgánica (DBO5) y amonio (NH_4^+).

Fuente. Autoría propia.

baja biodegradación, influenciada por temperaturas $<20^\circ\text{C}$ (Hadžiomerović et al., 2024; Kolehmainen et al., 2009), junto con el transporte convectivo, limita la depuración natural. El consumo de oxígeno supera la reaeración, generando condiciones hipóxicas ($<6\text{ mg/L}$) que amenazan la biota y restringen los usos recreativos (ŞAHİN, 2022).

La concentración de NH_4^+ alcanzó 12 mg/L en el tramo final del Malacatos-Zamora, superando en más de 600 veces el límite para la protección acuática (0.02 mg/L ; TULSMA, 2015). Estos niveles, comparables a los registrados en ríos urbano-andinos como el Machángara ($20,36\text{ mg/L}$) y el San Pedro (23.78 mg/L) en la provincia de Pichincha (Borja-Serrano et

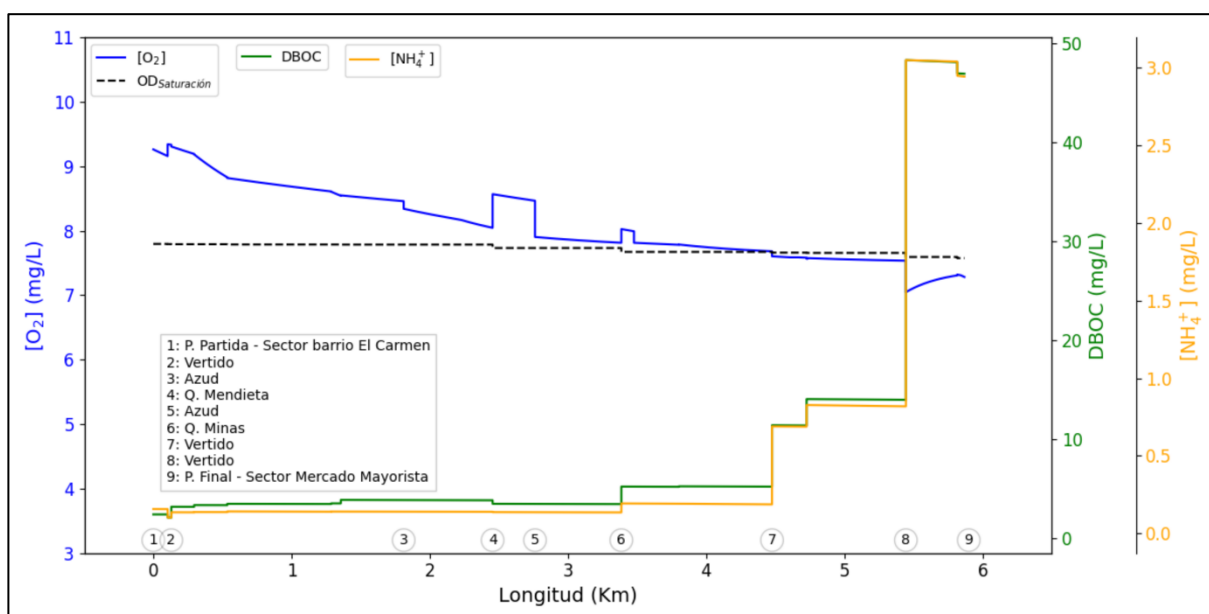


Figura 4. Modelo optimizado del tramo Zamora Huayco que muestra los parámetros Oxígeno disuelto (OD), materia orgánica (DBO5) y amonio (NH_4^+).

Fuente. Elaboración propia.

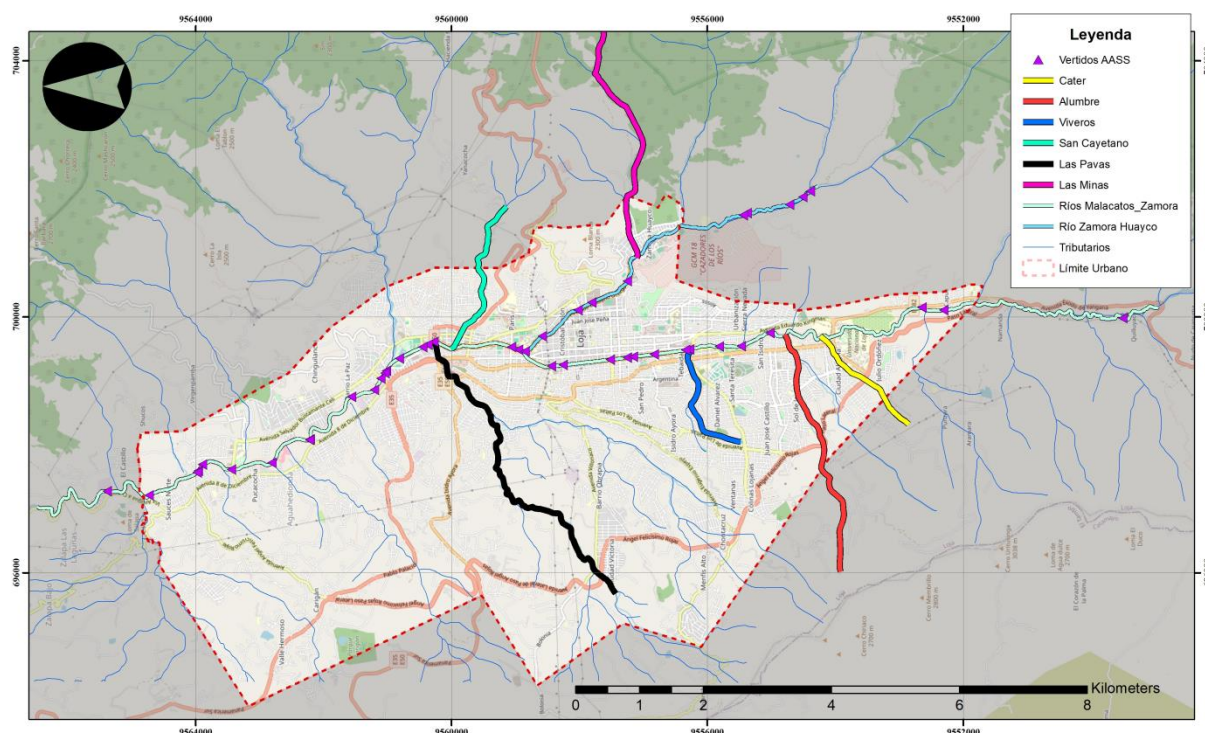


Figura 5. Quebradas de mayor influencia con contaminación.
Fuente. Elaboración propia.

al., 2020), reducen el oxígeno disuelto y representan una amenaza para la biota acuática (Villamarín et al., 2014). Las descargas de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de Loja, junto con vertidos no tratados, se identifican como las principales fuentes, lo que sugiere una remoción ineficiente de nitrógeno y la necesidad de evaluar el desempeño operativo de dicha infraestructura (Serrano & Fernanda, 2018).

El modelo para el tramo Zamora Huayco mostró buen desempeño, con errores cuadráticos medios (MSE) de $0.455 \text{ mg}^2/\text{L}^2$ para oxígeno disuelto (OD), $16.251 \text{ mg}^2/\text{L}^2$ para demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y $0.071 \text{ mg}^2/\text{L}^2$ para amonio (NH_4^+). El modelo ajustado representó con precisión las concentraciones de OD ($6.35\text{--}9.49 \text{ mg/L}$) y NH_4^+ ($0.13\text{--}3.35 \text{ mg/L}$), evidenciando una adecuada capacidad para simular su dinámica. No obstante, se observaron ligeras discrepancias en la DBO_5 , lo que sugiere la necesidad de un modelado más detallado de la materia orgánica (Chapra, 1997).

La simulación (**Figura 3**) evidenció que la calidad del agua está influenciada por descargas como la quebrada Minas y vertidos directos, que incrementan la carga de materia orgánica y nitrógeno amoniacal, reduciendo los niveles de OD (Humphries et al., 2023). La DBO_5 alcanzó un máximo de 48.00 mg/L en el punto 6, superando ampliamente el límite para consumo

humano ($\leq 2 \text{ mg/L}$), aunque este valor no es atípico en ríos urbanos ecuatorianos (Vinueza et al., 2021). En el punto 7, el NH_4^+ alcanzó 3.05 mg/L , excediendo los límites para consumo humano ($\leq 0.05 \text{ mg/L}$) y protección de flora y fauna acuática ($\leq 0.02 \text{ mg/L}$) según el TULSMA (2015).

Estos resultados resaltan la urgencia de aplicar estrategias integradas para el control de la calidad del agua, tales como: (1) restauración ecosistémica y reciclaje de aguas residuales (Du, 2024), (2) mejora de infraestructura de tratamiento, (3) gestión de riesgos con tecnologías avanzadas (Chauhan et al., 2024), y (4) gobernanza colaborativa a nivel de cuenca (Chen & Ren, 2024). Estas medidas son fundamentales para mitigar el deterioro ambiental de los ecosistemas fluviales urbanos.

Conclusiones

En el tramo Malacatos-Zamora se identificaron 56 puntos de descarga, siendo las quebradas Cater, Alumbre, Viveros, San Cayetano y Las Pavas las principales fuentes de contaminación. Estas descargas provocan concentraciones máximas de materia orgánica (DBO_5 : 117.87 mg/L) y nitrógeno amoniacal (NH_4^+ : 16.50 mg/L), superando ampliamente los límites establecidos por el TULSMA para agua destinada al consumo humano, uso doméstico y preservación de flora y fauna acuática. Estas cargas orgánicas

reducen el oxígeno disuelto a valores mínimos de 4.02 mg/L, por debajo del umbral ecológico recomendado (≥ 6 mg/L), comprometiendo la salud del ecosistema y su uso recreativo.

En el tramo Zamora Huayco se registraron 13 descargas, destacando la quebrada Minas y varios vertidos directos. Si bien los niveles de DBO_5 (48.56 mg/L) y NH_4^+ (3.35 mg/L) también exceden los valores permitidos para protección ambiental, las concentraciones de OD se mantienen dentro de los límites para la preservación de la vida acuática.

El modelo matemático desarrollado mostró un ajuste satisfactorio con los datos observados, con errores cuadráticos medios (MSE) de $0.45 \text{ mg}^2/\text{L}^2$ (OD), $16.25 \text{ mg}^2/\text{L}^2$ (DBO_5) y $0.07 \text{ mg}^2/\text{L}^2$ (NH_4^+) en Zamora Huayco, y valores mayores en Malacatos-Zamora, lo que refleja la complejidad del tramo y su alta carga contaminante. Este modelo, construido y calibrado con datos locales, constituye una herramienta útil para simular escenarios, priorizar acciones y mejorar la gestión de la calidad del agua en sistemas fluviales urbanos.

Los hallazgos subrayan la necesidad urgente de implementar medidas de mitigación, incluyendo el fortalecimiento de la infraestructura de tratamiento, el monitoreo continuo de descargas y el control de vertidos directos. Asimismo, se recomienda integrar estos resultados en estrategias de gestión sostenible a escala de cuenca, articulando ciencia, política pública y acción local.

Contribución de los autores

Construcción del modelo matemático, elaboración de mapas, y análisis de datos: Christian Fernando León Celi; recolección de muestras de campo y análisis de laboratorio: Jackeline Andrea Castillo Villalta; redacción, revisión y edición del borrador original: Christian Fernando León Celi - Jackeline Andrea Castillo Villalta. Los autores han leído y aceptado la versión publicada del documento.

Referencias

Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2021). Water quality indices. *Elsevier*.

Al-Hadeethi, B., Almawla, A. S., Kamel, A. H., Afan, H. A., & Ahmed, A. N. (2024). Numerical modeling of flow pattern with different spillway locations. *Mathematical Modelling of Engineering Problems*, 11(5), 1219–1226. <https://doi.org/10.18280/mmep.110510>

Alvarado-Arias, N. (2022). Paisaje fluvial degradado: Una mirada desde el valor social. Ríos urbanos de la ciudad de Loja - Ecuador. <https://doi.org/10.5821/siiu.12043>

American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (18th ed.).

Bărbulescu, A., & Barbeș, L. (2021). Statistical analysis and forecasting of water quality data. *Water*, 13(5), 605. <https://doi.org/10.3390/w13050605>

Bezerra, L. C. T., López-Ibáñez, M., & Stützle, T. (2015). To DE or not to DE? Multi-objective differential evolution revisited from a component-wise perspective. *Lecture Notes in Computer Science*, 9018, 48–63. https://doi.org/10.1007/978-3-319-15934-8_4

Blaszcak, J. R., Koenig, L. E., Mejia, F. H., Gómez-Gener, L., Dutton, C. L., Carter, A. M., Grimm, N. B., Harvey, J. W., Helton, A. M., & Cohen, M. J. (2022). Extent, patterns, and drivers of hypoxia in the world's streams and rivers. *Limnology and Oceanography Letters*, 8. <https://doi.org/10.1002/lol2.10297>

Borja-Serrano, P., Ochoa-Herrera, V., Maurice, L., Morales, G., Quilumbaqui, C., Tejera, E., & Machado, A. (2020). Determination of the microbial and chemical loads in rivers from the Quito Capital Province of Ecuador (Pichincha)—A preliminary analysis of microbial and chemical quality of the main rivers. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17 (14), 5048. <https://doi.org/10.3390/ijerph17145048>

Burbano Salas, D. V., Ajila, F., Poma, P., & Löwy, D. A. (2024). Water quality evaluation by WQI and ICOs for the rivers of Joya de los Sachas and Francisco de Orellana. *F1000Research*, 13, 1325. <https://doi.org/10.12688/f1000research.155720.1>

Byrd, R., Lu, P., Nocedal, J., & Zhu, C. (1995). A limited memory algorithm for bound constrained optimization. *Journal of Scientific Computing*, 16 (5), 1190–1208.

Campaña, A., Gualoto, E., & Chiluisa-Utreras, V. (2017). Evaluación físico-química y microbiológica de la calidad del agua de los ríos Machángara y Monjas de la red hídrica del Distrito Metropolitano de Quito. *Bionatura*. <http://dx.doi.org/10.21931/RB/2017.02.02.6>

Chapra, S. C. (1997). *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill.

Chauhan, R., Kumar, S., & Jafri, M. A. (2024). Integrating risk management and response: Water pollution incident control in urban settings. *11th International Conference on Cutting-Edge Developments in Engineering Technology and Science*, 560, 02001. <https://doi.org/10.62919/ijoe0981>

Chen, L., & Ren, J. (2024). Research on strategies for controlling cross-border water pollution under different management scenarios. *Water*, 16 (19), 2767. <https://doi.org/10.3390/w16192767>

Du, L. (2024). Research on ecological management strategies for urban river water environment. *E3S Web of Conferences*, 560, 02001. <https://doi.org/10.1051/e3s-conf/202456002001>

Ellis, J. B., Marsalek, J., & Chocat, B. (2006). Urban water quality. <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa099>

Estudio de valores sociales para los servicios ecosistémicos en el paisaje fluvial urbano. Caso de estudio: Ríos Zamora y Malacatos en Loja - Ecuador. (2022). <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1760343/v1>

Humphries, G. E., Espinosa, J. I., Ambrosone, M., Roldan Ayala, Z., Tzortziou, M., Goes, J. I., & Greenfield, D. I. (2023). Transitions in nitrogen and organic matter form and concentration correspond to bacterial population dynamics in a hypoxic urban estuary. *Biogeochemistry*, 163 (2), 219–243. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01021-2>

Ji, X., Chen, J., & Guo, Y. (2022). A multi-dimensional investigation on water quality of urban rivers with emphasis on implications for the optimization of monitoring strategy.

- Sustainability*, 14 (7), 4174. <https://doi.org/10.3390/su14074174>
- Jiao, K. (2014). Spatial distribution and pollution level evaluation of nutrients in the Songhua River Basin. *Journal of Agro-Environment Science*.
- Khera, V. (2023). Comparative study of evolutionary algorithms. *International Journal of Science and Research*. <https://doi.org/10.21275/sr23610122607>
- Kolehmainen, R. E., Kortelainen, N. M., Langwaldt, J., & Puhakka, J. A. (2009). Biodegradation of natural organic matter in long-term, continuous-flow experiments simulating artificial ground water recharge for drinking water production. *Journal of Environmental Quality*, 38 (1), 44–52. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0054>
- Li, X., Chen, Y., Zhang, H., & Wang, J. (2023). A comprehensive evaluation of water quality prediction models. *Environmental Modelling & Software*, 159, 105567. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105567>
- Limongi, D., Cárdenas-Calle, M., Troccoli, L., & Erazo-Delgado, J. C. (2018). Compuestos nitrogenados en los sedimentos del estero San Camilo: Guayas, Ecuador y su relación con actividades antrópicas adyacentes. *Revista de Investigación en Ciencias Ambientales*, 13(1), 51–56. <https://doi.org/10.21676/23897864.2338>
- Liu, Y., Zhang, J., & Zhao, Y. (2018). The risk assessment of river water pollution based on a modified non-linear model. *Water*, 10 (4), 362. <https://doi.org/10.3390/w10040362>
- Marques, P., & Cunico, A. M. (2023). Integrating the influence of untreated sewage into our understanding of the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 42(2), 195–203. <https://doi.org/10.1086/724823>
- Nürnberg, G. K. (2019). Quantification of anoxia and hypoxia in water bodies. *Water Science and Technology Library*, 8, 1–9. <https://doi.org/10.1002/9781119300762.wsts0081>
- Pauta-Calle, G., Velazco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, O., & Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *Revista Politécnica*.
- Pinto, U., Dickens, C., Babel, M. S., & Maheshwari, B. (2024). Urban river health assessment and management. *Elsevier*, 283–299. <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-85703-1.00008-0>
- Shahady, T. D. (2021). Degradation and improvement of urban river water quality. *IntechOpen*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.98694>
- Sharma, S. K. (2021). Water pollution: An analysis. *International Journal of Science and Research*, 10 (6), 1556–1559. <https://doi.org/10.21275/sr21625172301>
- Shrestha, S., & Kazama, F. (2022). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194 (3), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09846-4>
- Storn, R., & Price, K. (1997). Differential evolution—A simple and efficient heuristic for global optimization over continuous spaces. *Journal of Global Optimization*, 11(4), 341–359.
- Strokal, M., Bai, Z., Franssen, W., Hofstra, N., Koelmans, A., Ludwig, F., Ma, L., van Puijenbroek, P., Spanier, J., Vermeulen, L., van Vliet, M. T. H., van Wijnen, J., & Kroeze, C. (2021). Urbanization: An increasing source of multiple pollutants to rivers in the 21st century. *npj Urban Sustainability*, 1, 1–13. <https://doi.org/10.1038/s42949-021-00026-w>
- Şahin, G. (2022). Hypoxia. *Encyclopedia of Environmental Health* (pp. 759–762). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-812211-2.00068-8>
- Uddin, M. G., Nash, S., & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 295, 113050. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113050>
- Varol, M. (2020). Use of water quality index and multivariate statistical methods. *Environmental Research*, 184, 109339. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109339>
- Vargas-Tierras, T., Jiménez-Gutiérrez, M. Y., Pastrano, S., Soberón-Chávez, G., Morales-León, V., Morales-León, M., Paredes-Arcos, F., & Vásquez-Castillo, W. (2024). Changes in surface water quality of the El Salvador river in La Joya de los Sachas, Ecuadorian Amazon region. *Water*.
- Villamarín, C., Prat, N., & Rieradevall, M. (2014). Caracterización física, química e hidromorfológica de los ríos altoandinos tropicales de Ecuador y Perú. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 1072–1086. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-12>
- Vinueza, D., Ochoa-Herrera, V., Maurice, L., Tamayo, E., Mejía, L., Tejera, E., & Machado, A. (2021). Determining the microbial and chemical contamination in Ecuador's main rivers. *Scientific Reports*, 11(1), 17640. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-96926-z>
- Walteros, J. M., & Ramírez, A. (2020). Urban streams in Latin America: Current conditions and research needs. *Revista de Biología Tropical*, 68(2), 13–28. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68is2.44330>
- Wales, D. J., & Doye, J. P. K. (1997). Global optimization by basin-hopping and the lowest energy structures of Lennard-Jones clusters containing up to 110 atoms. *Journal of Chemical Physics*, 97(5639), 5111–5116.
- Wang, Z., Wei, L., He, C., & Lu, Q. (2021). Ammonia nitrogen monitoring of urban rivers with UAV-borne hyperspectral remote sensing imagery. *International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 3713–3716. <https://doi.org/10.1109/IGARSS47720.2021.9554632>
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). (2017). *The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater: The untapped resource*. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>
- Zhang, Q., Liu, F., Tan, F. C., & Qadeer, A. (2024). Influence of anthropogenic and climatic factors on the dynamics of nitrogen and phosphorus in an urbanized river basin. *Water*, 16(24), 3635. <https://doi.org/10.3390/w16243635>
- Zhang, Y., Wu, L., Ren, H., Deng, L., & Zhang, P. (2022). Machine learning for water quality modeling. *Water Research*, 210, 118000. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.118000>
- Zheng, L., Xiao, F., Zhang, X., Deng, Y., Mo, S., Liu, Z., Gu, X., Hertkorn, N., Korshin, G. V., & Yan, M. (2023). Evaluation of the fate of wastewater effluent organic matter in receiving water: Effect of sequential photochemical and biological processes. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132873>
- Zúñiga Torres, L. A. (2014). *Modelación de la calidad de agua del Río Malacatos, tramos comprendido desde el Sector Dos Puentes hasta Saucos Norte* (Tesis de Ingeniería Civil). Universidad Técnica Particular de Loja.