



UNL

Universidad
Nacional
de Loja

Universidad Nacional de Loja

Facultad Agropecuaria y de Recursos Naturales Renovables

Carrera de Ingeniería Ambiental

Evaluación de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo Dos Puentes – La Tebaida, mediante modelación matemática para periodos de estiaje

Trabajo de Integración Curricular, previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental

AUTOR:

Alex Vinicio Cordova Romero

DIRECTORA:

Ing. Jackelinne Andrea Castillo Villalta, Mg. Sc.

Loja – Ecuador

2024

Certificación

Loja, 24 de marzo de 2023

Ing. Jackeline Andrea Castillo Villalta, Mg. Sc.

DIRECTORA DE TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

C E R T I F I C O:

Que he revisado y orientado todo el proceso de la elaboración del Trabajo de Integración Curricular denominado: **Evaluación de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo Dos Puentes – La Tebaida, mediante modelación matemática para periodos de estiaje**, previo a la obtención del título de **Ingeniero Ambiental**, de autoría del estudiante **Alex Vinicio Cordova Romero**, con **cédula de identidad Nro. 0707041240**, una vez que el trabajo cumple con todos los requisitos estipulados por la Universidad Nacional de Loja, para el efecto, autorizo la presentación del mismo para su respectiva sustentación y defensa.



Firmado electrónicamente por:
**JACKELINNE ANDREA
CASTILLO VILLALTA**

Ing. Jackeline Andrea Castillo Villalta, Mg. Sc.

DIRECTORA DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR

Autoría

Yo, **Alex Vinicio Cordova Romero**, declaro ser autor del presente Trabajo de Integración Curricular y eximo expresamente a la Universidad Nacional de Loja y a sus representantes jurídicos, de posibles reclamos y acciones legales, por el contenido del mismo. Adicionalmente acepto y autorizo a la Universidad Nacional de Loja la publicación de mí Trabajo de Integración Curricular, en el Repositorio Digital Institucional – Biblioteca Virtual.

Firma:



Cédula de identidad: 0707041240

Fecha: 01/02/2024

Correo electrónico: alex.cordova@unl.edu.ec

Télefono: 0969676968

Carta de autorización por parte del autor, para consulta, reproducción parcial o total y/o publicación electrónica del texto completo, del Trabajo de Integración Curricular.

Yo, **Alex Vinicio Cordova Romero**, declaro ser autor del Trabajo de Integración Curricular denominado: **Evaluación de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo Dos Puentes – La Tebaida, mediante modelación matemática para periodos de estiaje**, como requisito para optar por el título de **Ingeniero Ambiental**, autorizo al Sistema Bibliotecario de la Universidad Nacional de Loja para que, con fines académicos, muestre la producción intelectual de la Universidad, a través de la visibilidad de su contenido en el Repositorio Institucional.

Los usuarios pueden consultar el contenido de este trabajo en el Repositorio Institucional, en las redes de información del país y del exterior con las cuales tenga convenio la Universidad.

La Universidad Nacional de Loja, no se responsabiliza por el plagio o copia del Trabajo de Integración Curricular que realice un tercero.

Para constancia de esta autorización, suscribo, en la ciudad de Loja, al día uno del mes de febrero del dos mil veinticuatro.

Firma:



Autor: Alex Vinicio Cordova Romero

Cédula: 0707041240

Dirección: Yahuarcuna

Correo electrónico: alex.cordova@unl.edu.ec

Télefono: 0969676968

DATOS COMPLEMENTARIOS:

Directora del Trabajo de Integración Curricular: Ing. Jackeline Andrea Castillo Villalta Mg.Sc.

Dedicatoria

A mis padres Mariela Romero y Victor Cordova, gracias por su amor incondicional, su guía constante y su apoyo inquebrantable. Su dedicación y sacrificio han sido pilares en mi desarrollo y crecimiento. A mis hermanos, por su compañía y aliento en cada paso que he dado siendo un apoyo invaluable. A mis amigos, por su amistad sincera y por estar a mi lado en los buenos y malos momentos, han sido un gran estímulo en mi camino académico. Comparto con cada uno de ustedes este logro, por el impacto que han tenido en mi crecimiento personal y académico.

Alex Vinicio Cordova Romero

Agradecimiento

En primer lugar, quiero expresar mi profundo agradecimiento a Dios, cuya guía y bendiciones han estado presentes en cada paso de mi camino académico.

También expreso mi más sincero agradecimiento a la Universidad Nacional de Loja y al personal docente de la carrera de Ingeniería Ambiental, quienes durante mi vida universitaria han sido piezas clave en mi formación académica a través de su dedicación y responsabilidad en impartir conocimientos.

De manera especial, quiero agradecer a la Ing. Jackeline Andrea Castillo Mg.Sc, directora del Trabajo de Integración Curricular, y al Ing. Christian León Celi Ph.D, por su constante apoyo, enseñanzas y orientación durante el desarrollo de esta investigación.

Además, quiero agradecer a mis compañeros y amigos, quienes contribuyeron en el trabajo de campo, brindándome gratas experiencias y compartiendo conocimientos.

Alex Vinicio Cordova Romero

Índice de contenidos

Portada	i
Certificación	ii
Autoría	iii
Carta de autorización	iv
Dedicatoria	v
Agradecimiento	vi
Índice de contenidos	vii
Índice de tablas:	xi
Índice de figuras:	xi
Índice de anexos:	xii
1. Título	1
2. Resumen	2
Abstract	3
3. Introducción	4
4. Marco Teórico	7
4.1. Antecedentes.....	7
4.2. Fundamentos teóricos	8
4.2.1. Calidad del agua.....	8
4.2.2. Parámetros de calidad del agua	9
4.2.2.1. Temperatura.....	9
4.2.2.2. Turbidez.....	10
4.2.2.3. pH.	10
4.2.2.4. Conductividad.	10
4.2.2.5. Oxígeno disuelto (OD).	10
4.2.2.6. Demanda química de oxígeno (DQO).....	10
4.2.2.7. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).....	11
4.2.2.8. Nitrógeno amoniacal	11
4.2.3. Normas y criterios de calidad del agua	11

4.2.4. Monitoreo de la calidad del agua	12
4.2.5. Aforos.....	14
4.2.5.1. Aforo volumétrico.	14
4.2.5.2. Aforo con molinete.....	14
4.2.5.3. Aforo químico.	15
4.2.6. Modelos de calidad del agua.....	16
4.2.6.1. Importancia de la modelación de la calidad del agua.....	16
4.2.6.2. Tipos de modelos.....	16
4.2.7. Consideraciones generales para la modelación.....	17
4.2.7.1. Reacciones.....	17
4.2.7.2. Efecto de la temperatura.....	18
4.2.7.3. Fuentes o sumideros.	19
4.2.7.4. Movimiento de contaminantes en el agua.	19
4.2.7.5. Balance de materia.	20
4.2.8. Modelación de los parámetros de calidad del agua.....	21
4.2.8.1. Modelación de oxígeno disuelto.....	21
4.2.8.2. Modelación de la demanda bioquímica de oxígeno.	21
4.2.8.3. Modelación de nitrógeno amoniacal.	22
4.2.9. Resolución de ecuaciones diferenciales	23
4.2.9.1. Método de Euler.	23
4.2.10. Proceso de modelado de la calidad del agua	23
4.2.10.1. Definir el problema de calidad del agua.....	24
4.2.10.2. Seleccionar el modelo.	24
4.2.10.3. Revisar los datos de entrada.	24
4.2.10.4. Recolectar la información preliminar.....	24
4.2.10.5. Corridas preliminares.	24
4.2.10.6. Calibración y validación de un modelo	24
4.2.10.7. Generación de escenarios.	25
4.2.10.8. Análisis de resultados.	25
5. Metodología.....	26
5.1. Zona de estudio.....	26
5.2. Diseño de la investigación.....	28
5.3. Línea base	28

5.3.1. Identificación y selección de puntos de interés.....	29
5.3.1.1. Medición de caudal.	29
5.3.1.2. Medición de parámetros in situ.	31
5.3.1.3. Selección de los puntos de interés.	31
5.3.2. Hidráulica del río	32
5.3.3. Planificación y ejecución de las campañas de muestreo.....	32
5.3.4. Análisis de laboratorio.	34
5.4. Modelamiento matemático	35
5.4.1. Hipótesis de partida.....	35
5.4.2. Segmentación	36
5.4.3. Sistema de ecuaciones.....	36
5.4.3.1. Modelación de oxígeno disuelto.....	37
5.4.3.2. Modelación de demanda bioquímica de oxígeno.	38
5.4.3.3. Modelación de nitrógeno amoniacal.	39
5.4.4. Modelación de azudes	40
5.4.5. Condiciones iniciales	41
5.4.6. Constantes cinéticas	42
5.4.6.1. Constante de desoxigenación (k'_1).	42
5.4.6.2. Constante de reaireación (k'_2).	42
5.4.6.3. Constante de nitrificación (k_n).	42
5.4.6.4. Constante de semisaturación (k_s):	43
5.5. Calibración	43
5.5.1. Análisis de sensibilidad.....	44
5.5.2. Ajuste del modelo	44
6. Resultados	46
6.1. Resultados de la línea base	46
6.1.1. Resultados de la identificación y selección de puntos de interés.....	46
6.1.2. Resultados de las campañas de muestreo.....	48
6.1.2.1. Caudales.	48
6.1.2.2. Hidráulica del río.....	51
6.1.2.3. Resultados de los parámetros in situ.	51
6.1.2.4. Resultados de los parámetros ex situ.....	57
6.2. Modelamiento matemático	62

6.2.1. Segmentación	62
6.2.2. Condiciones iniciales	64
6.2.3. Constantes cinéticas	64
6.2.4. Simulación de OD, NH_4^+ y DBO	65
6.3. Calibración	66
6.3.1. Resultados del análisis de sensibilidad	66
6.3.2. Resultados del ajuste del modelo	67
6.3.3. Simulación de oxígeno disuelto	68
6.3.4. Simulación de demanda bioquímica de oxígeno.....	68
6.3.5. Simulación de nitrógeno amoniacal	69
7. Discusión.....	70
8. Conclusiones.....	74
9. Recomendaciones.....	75
10. Bibliografía	76
11. Anexos	82

Índice de tablas:

Tabla 1. Criterios de calidad para la preservación de la vida acuática.....	12
Tabla 2. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce.	12
Tabla 3. Valores típicos de Θ para las correcciones por temperatura.	19
Tabla 4. Técnicas para la conservación de muestras para análisis fisicoquímico.	34
Tabla 5. Métodos de laboratorio.....	34
Tabla 6. Coeficientes según la calidad del agua y el tipo de presa.	40
Tabla 7. Valores de Θ para las correcciones por temperatura.	43
Tabla 8. Rangos típicos de las constantes cinéticas.	44
Tabla 9. Puntos de interés seleccionados para el tramo Dos Puentes-La Tebaida.....	48
Tabla 10. Caudales promedio de todos los puntos de muestreo.....	50
Tabla 11. Datos de velocidad y profundidad del tramo Dos Puentes – La Tebaida.	51
Tabla 12. Datos de azudes en el tramo Dos Puentes – La Tebaida.	51
Tabla 13. Valores promedio de los parámetros in situ.	56
Tabla 14. Relación DBO ₅ /DQO.	60
Tabla 15. Valores promedio de los parámetros ex situ.	61
Tabla 16. Condiciones iniciales para el tramo Dos Puentes - La Tebaida.	64
Tabla 17. Constantes cinéticas para el tramo Dos Puentes - La Tebaida.....	65
Tabla 18. Variación de las constantes cinéticas.	67
Tabla 19. Constantes cinéticas después de la calibración.	67
Tabla 20. Error relativo de la media cuadrática (REE) para los parámetros modelados.	68

Índice de figuras:

Figura 1. Proceso de calibración de un modelo de calidad del agua.....	25
Figura 2. Mapa de ubicación del río Malacatos tramo Dos Puentes - La Tebaida.	27
Figura 3. Mapa de puntos de interés Tramo Dos Puentes - La Tebaida.	47
Figura 4. Caudal de vertidos y quebradas durante los tres muestreos.	49
Figura 5. Caudal de los puntos de control durante los tres muestreos.	50
Figura 6. Oxígeno disuelto de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.....	52
Figura 7. Oxígeno disuelto de los puntos de control durante los tres muestreos.....	52
Figura 8. Temperatura de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.....	53
Figura 9. Temperatura de los puntos de control durante los tres muestreos.	53

Figura 10. Conductividad de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.....	54
Figura 11. Conductividad de los puntos de control durante los tres muestreos.....	54
Figura 12. Salinidad de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.	55
Figura 13. pH de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.	55
Figura 14. pH de los puntos de control durante los tres muestreos.....	56
Figura 15. Turbidez de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.....	58
Figura 16. Turbidez de los puntos de control durante los tres muestreos.	58
Figura 17. DQO de los vertido y quebradas durante los tres muestreos.	59
Figura 18. DQO de los puntos de control durante los tres muestreos.....	59
Figura 19. Nitrógeno amoniacal de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.	60
Figura 20. Nitrógeno amoniacal de los puntos de control durante los tres muestreos.....	61
Figura 21. Diagrama de segmentación para el tramo Dos Puentes - La Tebaida.	63
Figura 22. Gráficas de OD, NH_4^+ y DBO sin calibrar.	66
Figura 23. Simulación de OD para el tramo Dos Puentes-La Tebaida.	68
Figura 24. Simulación de DBO para el tramo Dos Puentes-La Tebaida.	69
Figura 25. Simulación de NH_4^+ para el tramo Dos Puentes-La Tebaida.	69

Índice de anexos:

Anexo 1. Puntos preliminares identificados en el tramo Dos Puentes – La Tebaida.	82
Anexo 2. Certificado de traducción del abstract.	83

1. Título

Evaluación de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo Dos Puentes – La Tebaida, mediante modelación matemática para periodos de estiaje.

2. Resumen

El deterioro de la calidad del agua está tomando mayor relevancia a nivel mundial, debido a la creciente urbanización y las actividades económico productivas, que provocan un impacto en los recursos hídricos. La presente investigación tuvo como objetivo evaluar la calidad del agua del río Malacatos en el tramo comprendido desde el sector Dos Puentes hasta el barrio La Tebaida, mediante la aplicación de modelamiento matemático. Se analizó los parámetros fisicoquímicos de 19 descargas de aguas y 4 puntos de control, mediante tres muestreos durante 2 meses (diciembre de 2022 y enero de 2023), se modeló el oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y nitrógeno amoniacal (NH_4^+) con base en la ecuación general de transporte de contaminantes, resuelta por el método de Euler, además se realizó la calibración del modelo obtenido. Las descargas presentaron una alta contaminación, superando los 200 mg/l de DQO y 100 mg/l de DBO propuestos por la normativa ecuatoriana como límite máximo permisible para descargas hacia cuerpos de agua dulce, especialmente en los puntos AP12, AP15, AP16 y AP17. El modelo matemático demostró que estas descargas impactan significativamente al cuerpo receptor, generando un incremento de la contaminación a partir del kilómetro 5,8 lo que provoca que se supere los LMPs para la DBO en el cauce principal, la descarga más influyente fue el AP17 que produce un aumento del 64% de DBO, 47% de NH_4^+ y una disminución de 4,87% del OD. En la calibración el modelo se ajustó con errores inferiores al 10% para los tres parámetros modelados, por lo que, representa de manera óptima la calidad del agua, sin embargo, no se realizó la validación debido a la insuficiencia de datos para este proceso.

Palabras clave: Calidad del agua, materia orgánica, oxígeno disuelto, modelos matemáticos, calibración.

Abstract

Due to increasing urbanization and productive economic activities, the deterioration of water quality is becoming more relevant worldwide. The purpose of this study was to evaluate the water quality of the Malacatos river in the segment between the Dos Puentes sector and the La Tebaida neighborhood using mathematical modeling. The physicochemical parameters of 19 water discharges and 4 control points were analyzed through three samplings during 2 months (December 2022 and January 2023). Dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand (BOD) and ammonia nitrogen (NH_4^+) were modeled based on the general pollutant transport equation, solved by the Euler method, and the model obtained was calibrated. Discharges showed high contamination, exceeding the 200 mg/l COD and 100 mg/l BOD proposed by Ecuadorian regulations as the maximum permissible limits for discharges into freshwater, especially at points AP12, AP15, AP16 and AP17. The mathematical model showed that these discharges significantly impact the receiving body, generating an increase in contamination starting at kilometer 5.8, which causes the BOD MPLS to be exceeded in the main channel. The most influential discharge was at AP17, which produced a 64% increase in BOD, 47% in NH_4^+ and a 4.87% decrease in DO. In the calibration process, the model was adjusted with errors lower than 10% for each of the three modeled parameters; therefore, it is a suitable representation of water quality. The validation process was not carried out due to the lack of sufficient data.

Keywords: Water quality, organic matter, dissolved oxygen, mathematical models, calibration.

3. Introducción

El agua superficial es un recurso esencial para la supervivencia y el desarrollo de las actividades humanas (Salem, 2021). En los últimos años su demanda se ha incrementado hasta seis veces debido al crecimiento poblacional, desarrollo económico y hábitos de consumo (UNESCO, 2020). Sin embargo, este aumento en el uso del agua ha exacerbado los factores que afectan su calidad, incluyendo la industrialización, las actividades agrícolas y la urbanización, estimándose que a nivel mundial, el 80% de las aguas residuales generadas por estas actividades son vertidas sin ningún tipo de tratamiento en cuerpos de agua, como ríos y océanos (Lin et al., 2022). Esta situación pone en riesgo tanto la disponibilidad como la calidad del agua, con potenciales impactos significativos en la salud humana y el medio ambiente (Ejigu, 2021).

Los ríos al actuar como receptores primarios de aguas residuales, transportan diversos contaminantes, que incluyen sólidos inertes como escombros, grava y sedimentos; materia orgánica, así como compuestos tóxicos como metales pesados, pesticidas y herbicidas, esto deteriora considerablemente la calidad del agua, especialmente durante períodos de estiaje, cuando los caudales bajos limitan la capacidad de autodepuración natural (Pauta et al., 2019; Mehtab et al., 2017).

Los ríos que atraviesan áreas urbanas son especialmente susceptibles a la contaminación debido al crecimiento de la población urbana, que desempeña un papel más determinante en la degradación del agua en comparación con los sectores industrial y agrícola, especialmente en países en vías de desarrollo (Capps et al., 2016). Aunque estos ríos brindan beneficios económicos, sociales y ambientales a las ciudades, el vertido continuo de aguas residuales y pluviales provoca una severa contaminación (Zamora et al., 2017). Por lo tanto, se vuelve imprescindible llevar a cabo estudios sobre la calidad del agua en los ríos que atraviesan entornos urbanos.

Por otra parte, la dificultad económica y la necesidad de una evaluación versátil para considerar las descargas contaminantes, resultan en información limitada e ineficiente, lo que afecta negativamente la gestión óptima de este recurso (Bustamante et al., 2016). En vista de lo anterior, es indispensable contar con herramientas adecuadas que permitan el seguimiento continuo de la cantidad y calidad del agua. En este contexto, el modelamiento matemático se presenta como una alternativa idónea para conocer el estado actual y los cambios en la calidad (Ejigu, 2021).

Los modelos matemáticos son una herramienta eficaz al combinar conceptos teóricos y ecuaciones para representar los fenómenos en el medio acuático, por consiguiente, además de proporcionar información sobre el estado de un cuerpo de agua, permiten analizar el comportamiento de la contaminación a través de los mecanismos de dispersión y transporte presentes en los cauces naturales (Matovelle, 2017). El propósito fundamental de un modelo es contribuir a la gestión de la calidad del agua, y su aplicación puede abarcar diversas áreas, como identificar las causas y consecuencias de la contaminación, pronosticar cambios, proponer estrategias de remediación, entre otras (Ejigu, 2021; Ziemińska & Skrzypski, 2012).

En Ecuador se han implementado algunos modelos de calidad del agua en distintas microcuencas y ríos. Por ejemplo, en la microcuenca del río Tabacay, se utilizó el modelo WASP para el análisis de la calidad del agua debido a su relevancia como fuente de abastecimiento (Matovelle, 2017). Asimismo, el modelo Streeter-Phelps fue empleado para estimar la contaminación difusa en el río Tomebamba en zonas periféricas y urbanas (Cajas, 2015). También se ha utilizado HEC-RAS para modelar los parámetros de calidad del agua del río Yanuncay, entre otros. En la ciudad de Loja Zúñiga (2014), utilizó Streeter-Phelps y WASP7 para la simulación de oxígeno disuelto, DBOC y DBON en el río Malacatos, mediante el cual evidenció el deterioro de la calidad del agua.

El río Malacatos, ubicado en la ciudad de Loja, presenta una problemática de contaminación ocasionada por material orgánico, materia fecal, sólidos, nutrientes y algunos metales pesados, esto producto de las descargas de aguas residuales domésticas procedentes de quebradas de diferentes sectores, así como de vertidos directos del alcantarillado de zonas residenciales, provocando afectaciones a la calidad del agua y como consecuencia, un deterioro ambiental (Maldonado, 2014).

El tramo Dos Puentes – La Tebaida, objeto de estudio, se encuentra expuesto a vertidos de aguas residuales domésticas, además recibe afluentes de quebradas provenientes de zonas donde se desarrollan actividades agrícolas, convirtiéndolas en una fuente potencial de contaminación. Por lo que, a través de esta investigación, se pretende proporcionar información relevante para conocer el estado de la calidad del agua y comprender la dinámica de la contaminación, lo que a futuro permitirá establecer medidas de prevención y control en beneficio del sector investigado. Además, se da respuesta a la siguiente interrogante ¿Cuál es el impacto de las descargas contaminantes sobre la calidad del agua del río Malacatos en el tramo Dos Puentes - La Tebaida?

Bajo este contexto, el objetivo general fue evaluar la calidad del agua del río Malacatos en el tramo comprendido desde el sector Dos Puentes hasta el barrio La Tebaida, mediante la aplicación de modelos matemáticos para períodos de estiaje y específicamente se buscó; i) generar la línea base para la modelación de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo comprendido desde el sector Dos Puentes hasta el barrio La Tebaida para periodos de estiaje, ii) aplicar modelación matemática para la estimación del oxígeno disuelto, materia orgánica, y nitrógeno del agua y iii) calibrar y validar el modelo matemático de calidad del agua desarrollado.

El alcance de la presente investigación se centra en evaluar la calidad del agua mediante el desarrollo de un modelo matemático para estimar el oxígeno disuelto (OD), materia orgánica (DBO) y nitrógeno amoniacal (NH_4^+) en un tramo de 8 km del río Malacatos, considerando las descargas contaminantes y específicamente en períodos de estiaje. Cabe señalar que la validación no forma parte de la presente investigación debido a las limitaciones en la adquisición de reactivos para los análisis de laboratorio, el corto tiempo de muestreo (2 meses), las condiciones climáticas cambiantes y la disponibilidad de los equipos necesarios para el monitoreo, estas dificultades imposibilitaron llevar a cabo el proceso de validación en el marco de la presente investigación.

4. Marco Teórico

4.1. Antecedentes

En la ciudad de Loja, se han realizado diversos estudios sobre la calidad del agua y los agentes contaminantes del río Malacatos. Arce y Leiva (2009) determinaron y analizaron la calidad del agua mediante macroinvertebrados bentónicos en los ríos Malacatos y Zamora. A través de su estudio, demostraron que las zonas ubicadas a las afueras del casco urbano, como El Carmen y Dos Puentes, presentan una mejor calidad del agua. Por otro lado, encontraron que los sitios ubicados en el centro urbano y a la salida de este, tienen una mala calidad debido a la baja presencia de microorganismos indicadores, causada por la alta carga contaminante recibida.

En otro estudio, Maldonado (2014) examinó la calidad del agua del río Malacatos en un tramo comprendido entre Dos Puentes y Sauces Norte, utilizando tres índices de calidad del agua. Realizó tres muestreos en diferentes épocas del año en nueve puntos a lo largo del río. Según el índice NSF WQI (Water Quality Index of the National Sanitation Foundation de los Estados Unidos), la calidad del agua fue catalogada como regular debido a los bajos niveles de oxígeno y altos niveles de coliformes fecales y fosfatos. El punto crítico se identificó en la zona céntrica, a la altura de la Av. Universitaria y Catacocha.

Asimismo, mediante la metodología CCME WQI (Water Quality Index of the Canadian Council of Ministers of the Environment), se determinó que la calidad del agua presenta condiciones de deterioro, principalmente después de la unión entre las quebradas Alumbre y Pan de Azúcar, y en el sector del Mercado mayorista. Por su parte, el índice IQA-MC reveló una alta contaminación del agua por materia orgánica, sólidos, nutrientes, materia fecal y algunos metales pesados como Pb, As, Hg y Cd. Además, el sector de Dos Puentes presentó los parámetros físico-químicos y biológicos más bajos en comparación con los demás puntos de muestreo, y, por ende, una mejor calidad. También se observó una disminución de la contaminación en los meses más lluviosos debido a una mejor dilución de los contaminantes por las precipitaciones.

Considerando las investigaciones mencionadas anteriormente, es posible evidenciar ciertas limitaciones en cuanto a la información obtenida. Por ejemplo, en el caso del biomonitorio de la calidad del agua, este no considera los contaminantes y sus concentraciones, ya que únicamente se basa en la presencia o ausencia de organismos indicadores. En contraste, los índices proporcionan información cuantitativa sobre la concentración de los contaminantes,

sin embargo, no se obtiene información sobre la distribución de los contaminantes, ni las fuentes de contaminación que generan mayor impacto al cuerpo receptor.

Por otro lado, Zúñiga (2014) profundizó en el análisis de la calidad del agua. En su investigación, realizó la modelación de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo comprendido entre Dos Puentes y Sauces Norte, estableció nueve puntos de muestreo a lo largo del río, considerando puntos de vertido importantes sobre el cauce principal. El modelo generado se basó en la ecuación de Streeter-Phelps, y las simulaciones se realizaron en el software WASP 7, tomando en cuenta el oxígeno disuelto (OD), la demanda bioquímica de oxígeno carbonácea (DBOC) y la demanda bioquímica de oxígeno nitrogenada (DBON)

Mediante el análisis de los parámetros, se determinó un promedio de 7,63 mg/l de OD, 6 mg/l de DBOC y 16,13 mg/l de DBON para el río Malacatos. La parte final del tramo en estudio (a la altura de Sauces Norte) presentó una menor concentración de OD y las más altas concentraciones de DBOC y DBON.

A pesar de que la investigación mencionada brindó un primer acercamiento a la distribución de la contaminación en el río Malacatos, es importante considerar que no se enfocó en una época específica ya que consideró períodos tanto de lluvia como de estiaje, este aspecto es relevante puesto que influye en la concentración de contaminantes, por otro lado, el número de puntos de muestreo puede resultar insuficiente ya que al tratarse de un río urbano se ve influenciado por otras descargas de aguas residuales que son ser importantes en términos de contaminación.

Con base a los vacíos encontrados en la literatura, la presente investigación plantea desarrollar un modelo matemático de calidad del agua, considerando tanto vertidos de aguas residuales como quebradas que afecten al cuerpo receptor y específicamente en períodos de estiaje en los que se espera un aumento en la concentración de contaminantes, con lo que se busca representar adecuadamente la calidad del agua para el tramo en estudio.

4.2. Fundamentos teóricos

4.2.1. Calidad del agua

Según Baeza (2016), la calidad del agua se refiere a las características físicas, químicas y biológicas del agua, ya sea en su estado natural o residual. Sin embargo, Fernández (2012) señala que la definición de calidad del agua es conceptualmente compleja, ya que abarca dos aspectos intrínsecos y uno extrínseco, los primeros dependen de las sustancias y las cantidades en las que encuentren, mientras que el segundo aspecto está relacionado con la utilidad o el

propósito, para el cual se requiere el agua, como fines estéticos, industriales, consumo humano, etc.

Existen diversos factores que pueden afectar la calidad del agua, tanto de origen natural como antropogénico. Los factores naturales incluyen aspectos hidrológicos, atmosféricos, climatológicos, litológicos y topográficos, propios de la cuenca hidrográfica a la que pertenece (Uddin et al., 2021). No obstante, los factores antropogénicos son los más influyentes, especialmente en cuerpos de agua como los ríos, siendo las principales fuentes de contaminación las actividades agrícolas, ganaderas, industriales y la urbanización (Pauta et al., 2019). Estas actividades generan vertidos con una alta cantidad de compuestos orgánicos (hidrocarburos y pesticidas) e inorgánicos (fosfatos, nitratos y metales) (Ejigu, 2021).

El deterioro progresivo de la calidad del agua, especialmente en cuerpos de agua ubicados dentro de centros urbanos, conlleva costos económicos, ambientales y humanos incalculables, por ende, el estudio de la calidad es sumamente importante para su adecuada gestión (Biswas & Tortajada, 2019). Para su estudio, es crucial considerar los criterios y normas de calidad. Los criterios hacen referencia a las concentraciones de los parámetros que determinan un uso específico del agua, mientras que las normas son aspectos legales que limitan las descargas o efluentes hacia un cuerpo receptor (Sierra, 2011).

En los estudios de calidad del agua se incluye el análisis de los parámetros físicos, químicos o biológicos, así como la medición de caudales (aforos), lo cual es fundamental para determinar la carga contaminante, es decir, la cantidad total de contaminantes presentes en un cuerpo de agua, estos aspectos son especialmente relevantes en la caracterización de aguas residuales o modelamiento (Sierra, 2011).

4.2.2. *Parámetros de calidad del agua*

Los parámetros de calidad del agua pueden ser físicos, químicos y biológicos, todos ellos son indicadores de diferentes aspectos, sin embargo, algunos son mayormente utilizados, debido a su facilidad de medición y su capacidad de indicar un impacto en la vida acuática y el uso del agua (Sierra, 2011).

A continuación, se presenta una breve descripción de los parámetros considerados en la presente investigación:

4.2.2.1. Temperatura. Indica la cantidad de energía térmica contenida en el agua, es una de las características más importantes, ya que influye en la velocidad de las reacciones químicas y afecta la solubilidad del oxígeno disuelto, generalmente, a mayores temperaturas,

menor es la concentración de oxígeno en el agua, además puede aumentar las tasas reproductivas e interferir en procesos como la reaireación, volatilización y sorción (Ji, 2008).

4.2.2.2. Turbidez. Es una medida del paso de la luz a través de una columna de agua, a mayor cantidad de sólidos suspendidos, mayor será la turbidez; los factores que dan lugar a la turbidez incluyen sedimentos en suspensión, organismos flotantes y colorantes; actualmente, este parámetro se determina mediante turbidímetros y se expresa en unidades nefelométricas NTU (Sierra, 2011; Ji, 2008).

4.2.2.3. pH. Indica el nivel de acidez o alcalinidad de una solución acuosa, refiriéndose a la concentración de iones de hidrógeno (H^+) en el agua; se mide en una escala de 0 a 14, donde 7 es un pH neutral, por debajo de 7 indica acidez y por encima de 7 alcalinidad, un pH menor a 5,5 puede ser perjudicial para la vida en el agua, por lo que, mantener un pH adecuado es importante para la salud y supervivencia de los organismos acuáticos (Boyd, 2015).

4.2.2.4. Conductividad. Es la capacidad del agua para conducir electricidad, debido a la presencia de iones disueltos (Ca, Mg, Na, P) que transportan la corriente eléctrica (Sierra, 2011). El agua pura es una mala conductora de electricidad debido a los iones de hidrógeno en bajas concentraciones, a diferencia de las aguas naturales, las cuáles contienen mayor cantidad de iones; su medición se puede realizar en campo a través de conductímetros, y las unidades se expresan generalmente en S/cm o $\mu S/cm$ (Boyd, 2015)

4.2.2.5. Oxígeno disuelto (OD). Es el oxígeno gaseoso presente en el agua debido a la mezcla con el aire, es el parámetro más relevante para valorar el estado de un ecosistema acuático, ya que es esencial para la respiración de los organismos; las bajas concentraciones de oxígeno disuelto o condiciones anaeróbicas en el cuerpo de agua ocasionan un desequilibrio en el ecosistema, generalmente los problemas que ocasionan un déficit de OD están dados por la descarga de desechos orgánicos e inorgánicos (Vigil, 2003; Sierra, 2011). Se expresa en partes por millón (ppm) o en miligramos por litro (mg/l), siendo un requerimiento mínimo de 5-6 mg/l para el desarrollo de la vida acuática en ríos (Vigil, 2003).

4.2.2.6. Demanda química de oxígeno (DQO). La materia orgánica está compuesta por todas aquellas sustancias que contienen carbono, como las plantas y animales, por esta razón los desechos humanos, animales e industriales están compuestos de sustancias orgánicas, en este sentido para determinar la cantidad de materia orgánica se han desarrollado dos indicadores; la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (Vigil, 2003). La DQO es una medida de la cantidad de oxígeno requerido para oxidar

la materia orgánica biodegradable y no biodegradable, se utiliza para medir la materia orgánica total de una muestra de agua (Medhi, 2021).

4.2.2.7. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Mide la cantidad de oxígeno requerida para la oxidación de la materia orgánica biodegradable en el agua, por lo que está inversamente relacionada con el oxígeno disuelto, sin embargo, esta relación no siempre es directa, ya que pueden intervenir otros factores como la presencia de microorganismos aerobios y anaerobios, la temperatura, la salinidad, entre otros; la DBO es ampliamente utilizada como medida específica de la actividad biológica en el agua (Raffo & Ruiz, 2014).

4.2.2.8. Nitrógeno amoniacal (NH_4^+). Es una forma de nitrógeno presente en el agua, en altas concentraciones puede ser tóxica para los organismos acuáticos; se forma a partir del amonio cuando el pH del agua aumenta, lo que puede ocurrir debido a procesos biológicos o descargas de aguas residuales (Medhi, 2021). El nitrógeno amoniacal también puede fomentar la proliferación de algas y la eutrofización, lo que afecta negativamente la calidad del agua y la vida acuática, por lo que, su medición es importante para determinar la salud y la sostenibilidad de los ecosistemas (Nuruzzaman et al., 2018).

4.2.3. Normas y criterios de calidad del agua

En el Ecuador, en el Anexo 1 del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente (TULSMA), se establece la norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua, la cual tiene como objetivo principal “Proteger la calidad del recurso agua para salvaguardar y preservar los usos asignados, la integridad de las personas, de los ecosistemas y sus interrelaciones y del ambiente en general” (MATE, 2015).

Esta norma proporciona criterios y límites de calidad del agua para diversos usos, sin embargo. A continuación, se describirán los criterios de calidad para la preservación de la vida acuática y los límites de descarga a cuerpos de agua dulce a los cuales se hará referencia en el presente documento.

El TULSMA especifica los criterios de calidad del agua para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, aguas marinas y estuarios. Este uso está destinado a mantener la vida natural de los ecosistemas asociados, sin causar alteraciones en ellos, o para actividades relacionadas a la utilización de especies bioacuáticas. En la Tabla 1, se presentan los criterios para algunos de los parámetros que son tratados en el presente estudio.

Tabla 1. Criterios de calidad para la preservación de la vida acuática.

Parámetro	Expresado como	Unidad	Criterio de calidad para agua dulce
Oxígeno disuelto	OD	% de saturación en mg/l	>80
Potencial de hidrógeno	pH	Unidades de pH	6,5-9
DQO	DQO	mg/l	40
DBO ₅	DBO ₅	mg/l	20

Nota: Adaptado de la Tabla 2 del Anexo 1 del TULSMA.

Así mismo, se establece los límites máximos permisibles para la descarga a un cuerpo de agua dulce (Tabla 2).

Tabla 2. Límites de descarga a un cuerpo de agua dulce.

Parámetro	Expresado como	Unidad	Límite máximo permisible
DBO ₅	DBO ₅	mg/l	100
DQO	DQO	mg/l	200
Nitrógeno amoniacal	N	mg/l	30
Potencial de hidrógeno	pH	Unidades de pH	6-9

Nota: Adaptado de la Tabla 9 del Anexo 1 del TULSMA.

4.2.4. Monitoreo de la calidad del agua

En el TULSMA, se menciona que el monitoreo o muestreo de la calidad en cuerpos de agua es un proceso sistemático que involucra un seguimiento periódico mediante la recolección de muestras y datos de campo. Este proceso tiene como objetivo obtener información que permita evaluar la relevancia de los parámetros de calidad en relación con los usos del cuerpo de agua receptor. (MATE, 2015). Los objetivos de un monitoreo pueden incluir, la verificación del cumplimiento de la calidad del agua para un uso específico, la determinación de las características de un cuerpo de agua, la estimación de la contaminación antropogénica y la obtención de información útil para el manejo de un ecosistema acuático, entre otros. (Adina et al., 2022).

De acuerdo con Sierra (2011), un muestreo de calidad del agua debe cumplir con al menos los siguientes aspectos:

- Asegurar una muestra representativa del cuerpo de agua.
- Las técnicas de muestreo deben basarse en la literatura científica.
- Preservar las muestras.
- Analizar los resultados de manera óptima.

Para implementar un programa de monitoreo de manera efectiva, es necesario consultar la regulación aplicable. En el caso de Ecuador, la Norma INEN 2226:2013 proporciona lineamientos generales para el diseño de programas de muestreo para el control y calidad del agua, así como la identificación de fuentes de contaminación.

Según esta norma, es fundamental establecer los objetivos antes de elaborar cualquier programa de monitoreo, ya que estos determinarán la selección de los sitios de muestreo, la frecuencia y duración de la toma de muestras, los procedimientos de muestreo, el manejo posterior de las muestras y los requisitos analíticos asociados. Además, es esencial considerar el rango de los parámetros a analizar, la precisión necesaria en las mediciones y la forma en que los resultados serán expresados y presentados, estos elementos deben ser cuidadosamente evaluados y definidos para garantizar un programa de muestreo efectivo y confiable.

La Norma INEN 2226 debe ser usada conjuntamente con otras dos normas, la INEN 2176 y 2169, que establecen consideraciones generales para las técnicas de muestreo y el manejo y conservación de las muestras respectivamente.

Según la INEN 2176, el muestreo consiste en tomar una muestra representativa de un volumen de agua, con el propósito de analizar diferentes características específicas; se distingue dos tipos de muestras: las compuestas, en las que se combinan dos o más muestras proporciones conocidas para obtener un resultado promedio de una característica específica. y las puntuales o individuales, que implican la toma aleatoria de una muestra de un volumen de agua sin considerar de manera predefinida el tiempo ni el lugar de extracción.

Algunas de las consideraciones necesarias en el muestreo para análisis físico-químico son:

- Contar con un volumen suficiente para los análisis requeridos.
- La determinación de gases disueltos debe realizarse in situ.
- Reducir el tiempo de contacto entre muestra y persona.
- Utilizar materiales que garanticen la integridad de la muestra, evitando cualquier posibilidad de contaminación.

Posteriormente a la toma de muestras, estas deben ser transportadas y conservadas adecuadamente para garantizar su representatividad. En este sentido, la Norma INEN 2169:2013 establece medidas generales para preservar y transportar de manera adecuada diversos tipos de muestras de agua, abarcando aquellas destinadas a análisis biológicos, pero excluyendo los análisis microbiológicos. La conservación de la muestra depende del tipo de parámetro a evaluar, sin embargo, algunas de las consideraciones generales son las siguientes:

- Llenar completamente los recipientes para evitar la presencia de aire.
- Cerrar herméticamente los recipientes que contienen la muestra.
- Almacenar el frasco a temperaturas entre 2 a 5 °C mediante cajas térmicas.

4.2.5. Aforos

El caudal, definido como la cantidad de agua por unidad de tiempo, es una medida esencial para el estudio de la calidad del agua; conocer el caudal resulta fundamental para evaluar el estado de un cuerpo de agua, ya que permite estimar la carga contaminante presente y su capacidad para diluirla (Meals & Dressing, 2008). Para medir el caudal existen diversos métodos de aforo, sin embargo, para efectos de este documento se describen los utilizados en la presente investigación.

4.2.5.1. Aforo volumétrico. Es un tipo de aforo directo, consiste en llenar un recipiente de volumen conocido y cronometrar el tiempo de llenado, se utiliza para medir pequeños riachuelos, tuberías, canales, etc. Se recomienda para caudales de hasta 3 l/s, aunque es posible medir caudales mayores si se dispone de un lugar y un depósito adecuado, generalmente es el método más rápido y preciso, con errores inferiores al 1% si el tiempo de llenado supera los 20 segundos (IMTA, 1992). La fórmula para obtener el caudal es la siguiente:

$$Q = \frac{V}{t} \quad [\text{Ec. 1}]$$

Donde:

Q = Caudal (l/s)

V = Volumen (l)

t = Tiempo (s)

4.2.5.2. Aforo con molinete. Este método se puede emplear en todo tipo de corrientes siempre y cuando dispongan de al menos 10 cm de profundidad, generalmente este método es utilizado como referencia para calibrar otros tipos de aforos; consiste en la utilización de un molinete, el cuál es un instrumento que consta básicamente de dos partes esenciales, una hélice que gira con el movimiento del agua y un contador que registra el número de vueltas (IMTA, 1992).

En corrientes con un ancho de 1 m, la medición se realiza aproximadamente al 60% de la profundidad, donde la velocidad es similar a la velocidad media, la velocidad se determina a partir del número de revoluciones por intervalo de tiempo, aunque en los molinetes modernos (digitales) la velocidad se determina automáticamente por el equipo; cuando el ancho de la corriente supera 1 m, se realiza la medición en una sección transversal, dividiéndola por

segmentos, en los cuáles se determina el área (A_i) y la velocidad media (V_i), a partir de estos datos se calcula el caudal parcial y el caudal total se obtiene como la suma de todos los caudales parciales (Ortega, 2012), como lo indica la siguiente ecuación:

$$Q = \sum_{i=1}^n A_i V_i = \sum_{i=1}^n q_i \quad [\text{Ec. 2}]$$

Donde:

Q = Caudal (m^3/s)

A_i = Área del segmento (m^2)

V_i = Velocidad (m/s)

q_i = Caudal parcial del segmento (m^3/s)

4.2.5.3. Aforo químico. También conocido como método del trazador, es aplicable principalmente en arroyos de montaña y descargas de tuberías, donde la pendiente o la inaccesibilidad dificultan la aplicación de otros métodos, consiste en añadir una solución química (trazador) de concentración conocida a la corriente y posteriormente medir la dilución aguas abajo (Shaw, 2005), obteniendo el caudal mediante la siguiente expresión:

$$Q = q \frac{(C_1 - C_2)}{(C_2 - C_0)} \quad [\text{Ec. 3}]$$

Donde:

Q = Caudal de la corriente (m^3/s)

q = Caudal del trazador

C_0 = Concentración inicial de la corriente

C_1 = Concentración del trazador

C_2 = Concentración final

Una manera alternativa de calcular el caudal es mediante integración, agregando un volumen determinado de sustancia química a concentración conocida y midiendo la concentración del trazador en un punto aguas abajo en el tiempo (Shaw, 2005). A partir de esta información, el caudal se determina utilizando la siguiente expresión:

$$V_{c_1} = Q \int_{t_1}^{t_2} (c_2 - c_0) dt \quad [\text{Ec. 4}]$$

Donde:

Q = Caudal de la corriente (m^3/s)

V = Volumen del trazador

C_0 = Concentración inicial de la corriente

C_1 = Concentración del trazador

C_2 = Concentración final

t_1 y t_2 = Tiempo inicial y final

4.2.6. Modelos de calidad del agua

Un modelo se define como la representación aproximada de un sistema que permite obtener respuestas del mismo (Sierra, 2011). Además, facilita el estudio y acercamiento a la realidad de un fenómeno mediante un conjunto de conceptos y ecuaciones (Matovelle, 2017). En el contexto de la calidad del agua, la modelación es una herramienta crucial para estimar con alto grado de certeza el comportamiento de los contaminantes a lo largo de un río (García & Obregón, 2008).

Los modelos consideran factores que afectan la calidad del agua como topografía, climatología, hidrología, fuentes de contaminación, entre otros, o los cambios de intensidad, por lo tanto, la precisión de los modelos depende de la comprensión de los procesos que se producen en el ambiente, la disponibilidad de datos y la selección adecuada de las ecuaciones matemáticas (Ziemińska & Skrzypski, 2012).

4.2.6.1. Importancia de la modelación de la calidad del agua. El modelado de la calidad del agua es esencial en la evaluación de impactos, al proporcionar resultados sobre la contaminación en distintos escenarios, como periodos de lluvia y estiaje, uno de sus objetivos principales es resolver problemas de contaminación e indagar su origen (Ejigu, 2021). Estos modelos son herramientas importantes para la gestión del agua superficial, ya que permiten comprender el comportamiento de las aguas frente a eventos de contaminación y tomar medidas para mitigar sus efectos, además, facilitan la determinación de las causas de deterioro, la emisión de permisos de descarga y otras acciones relacionadas (EPA, 2022).

4.2.6.2. Tipos de modelos. Para la modelación de los procesos que ocurren en los cuerpos de agua, generalmente se clasifican los modelos en físicos (laboratorio) y matemáticos. Además existen otras clasificaciones poco frecuentes, según las bases de datos (bases externas y bases de requisitos mínimos), el enfoque (físico, conceptual y empírico), área de aplicación (lagos, captaciones, aguas costeras, ríos, etc), la naturaleza (determinista o estocástica), entre otras (Ejigu, 2021). Los modelos matemáticos a los cuáles se hace referencia a lo largo del presente documento se clasifican en:

1. Modelos con soluciones analíticas: Se basan en soluciones exactas de las ecuaciones, mediante operaciones matemáticas, por lo que son útiles para sistemas que pueden ser

analizados y comprendidos por completo, donde las soluciones encontradas proporcionan toda la información del sistema.

2. Modelos con soluciones numéricas: Son aquellos en los que dada su complejidad, no pueden resolverse por métodos analíticos, por lo que se usan soluciones aproximadas, mediante técnicas numéricas como métodos de iteración o simulación.

Existe otra clasificación ampliamente utilizada, principalmente cuando se utiliza software para la simulación, esta se basa en el grado de complejidad, misma que se describe a continuación (Ziemińska & Skrzypski, 2012):

a) Modelos unidimensionales: Son los más sencillos de representar, consideran los cambios únicamente en el perfil longitudinal del cauce, basándose en la medición de las concentraciones al ingresar y salir del sistema. Aunque no pueden evaluar la variación temporal de la contaminación.

b) Modelos bidimensionales: Asumen cambios en la calidad tanto a lo largo del río como en su profundidad, lo que demanda más información y una precisa calibración. Aunque son sensibles a múltiples parámetros, pueden emplearse para análisis en intervalos específicos..

c) Modelos tridimensionales: Estudian la distribución espacial de los contaminantes en sus tres dimensiones (longitud, ancho y profundidad), son utilizados en lagos, presas y ríos profundos, su desventaja radica en la gran cantidad de datos que se requiere para su implementación.

4.2.7. Consideraciones generales para la modelación

El modelamiento de la calidad del agua implica la simulación matemática de procesos físicos, químicos y biológicos con el propósito de predecir la calidad del agua y tomar decisiones informadas para la gestión de los recursos hídricos; para comprender mejor estos procesos, es fundamental conocer una serie de conceptos relacionados con la microbiología, hidrología, química del agua, entre otros. En particular, es necesario comprender el transporte de contaminantes y los procesos fisicoquímicos y biológicos que afectan la calidad del agua. En esta sección, se describen de manera concisa los conceptos básicos necesarios para entender el modelado de la calidad del agua.

4.2.7.1. Reacciones. Cuando una sustancia química ingresa a un cuerpo de agua, puede transportarse de un lugar a otro o salir del sistema mediante procesos de volatilización, sedimentación o salida de la masa de agua que la contiene, sin experimentar cambios en su composición, sin embargo, otras sustancias producen reacciones químicas y bioquímicas, transformándose en nuevos compuestos (Sierra, 2011). El estudio de estas reacciones requiere

conocer la velocidad o cinética a la que ocurren, la cual se define como el cambio en la concentración de los reactivos, generando su disminución por unidad de tiempo y el incremento simultáneo de los productos, esta velocidad de reacción depende de factores como la temperatura y la cantidad de sustancias que reaccionan, lo que se denomina orden de reacción (Pazmiño, 2020).

En el contexto del agua, las reacciones pueden clasificarse como homogéneas, involucrando una sola fase (sólido, líquido o gas), o heterogéneas, cuando participan más de una fase y la reacción ocurre entre la superficie de dichas fases, asimismo, pueden ser reversibles (ocurren en ambas direcciones) o irreversibles (ocurren en una sola dirección), para el modelado de la calidad del agua se ha prestado mayor énfasis a las reacciones irreversibles (Chapra, 2008).

Las reacciones más frecuentes en la modelización de la calidad del agua se representan de la forma expresada en la ecuación 5 y pueden ser de orden cero, uno o dos, según cómo la concentración de los reactivos afecte la velocidad de reacción (Sierra, 2011).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -kC^n \quad [\text{Ec. 5}]$$

Donde:

k = Constante de reacción

C = Concentración del reactante

n = Orden de la reacción

4.2.7.2. Efecto de la temperatura. Las velocidades de las reacciones en las aguas naturales experimentan un aumento con la temperatura, aproximadamente la velocidad se duplica por cada aumento en 10 grados, no obstante, una aproximación más precisa se encuentra representada mediante la ecuación 6 de Arrhenius (Chapra, 2008).

$$k(T_a) = Ae^{\frac{-E}{RT_a}} \quad [\text{Ec. 6}]$$

Donde:

A = Factor de frecuencia

E = Energía de activación (J mol^{-1})

R = constante de los gases ($8,314 \text{ J mol}^{-1} \text{ K}^{-1}$)

T_a = temperatura absoluta (K)

Con base en la ecuación de Arrhenius y considerando que en el modelamiento de calidad del agua la mayoría de las reacciones se establecen a 20 °C, se deriva la ecuación 7, la cual posibilita realizar correcciones por temperatura en las distintas reacciones (Chapra, 2008).

$$k(T) = k(20^{\circ}\text{C})\theta^{T-20} \quad [\text{Ec. 7}]$$

Donde:

k = Constante a corregir (d⁻¹)

Θ = Factor de corrección

T = Temperatura de la mezcla (°C)

Los factores de corrección (Θ) son ampliamente estudiados por la literatura y han sido establecidos para distintos procesos como la reaireación, la descomposición de la DBO, la demanda de oxígeno del sedimento, entre otras (Tabla 3).

Tabla 3. Valores típicos de Θ para las correcciones por temperatura.

Θ	Reacción
1,024	Reaireación
1,047	Descomposición de la DBO
1,08	Demanda de oxígeno del sedimento

Fuente: Chapra, (2008)

4.2.7.3. Fuentes o sumideros. Este término se refiere al incremento o la disminución de las concentraciones de una sustancia por la entrada o salida de material de un sistema, en general, este concepto se relaciona con las contribuciones de contaminantes generadas por fuentes puntuales y difusas de contaminación (Sierra, 2011).

4.2.7.4. Movimiento de contaminantes en el agua. El transporte, es el mecanismo por el cual los contaminantes se distribuyen en el cuerpo de agua, por ello, antes de realizar la modelación es necesario comprenderlo (Ji, 2008).

Los mecanismos de transporte de contaminantes, son la advección y el transporte convectivo (dispersión y difusión). La advección implica el transporte del contaminante de un sitio a otro debido al caudal, lo que cambia su concentración pero no su composición (Sierra, 2011). En los ríos, el proceso de transporte predominante es la advección debido al flujo fluvial (Ji, 2008).

Por otro lado, el transporte convectivo provoca cambios en la concentración de contaminantes en el agua debido a la mezcla que ocurre, esta mezcla se produce por la diferencia de gradientes de concentración, dentro del transporte convectivo existen dos procesos, la difusión que implica un movimiento aleatorio en el tiempo de sus moléculas, este movimiento

puede ser molecular (movimiento browniano) o turbulento (acciones externas), y la dispersión que es causada por las diferencias de velocidades en el agua (Chapra, 2008).

4.2.7.5. Balance de materia. La manera más sencilla de analizar y estudiar los cambios de un contaminante en un cuerpo de agua es el balance de masas, por lo tanto, es el eje central de un modelo de calidad del agua, para realizar un balance, inicialmente se define los límites o fronteras del sistema, y luego se establecen los flujos de entrada y salida, el balance se expresa mediante la ecuación 8 (Sierra, 2011).

$$\text{Acumulación} = \text{Entradas} - \text{Salidas} \pm \text{Generación} \quad [\text{Ec. 8}]$$

El balance debe ser aplicado para cada parámetro de interés, los cuáles se convierten en componentes del modelo, en sistemas totalmente mezclados, el balance de masas debe cumplirse. La ecuación 9 representa la variación de la concentración de una sustancia en función del tiempo, considerando los términos de movimiento de contaminantes en medios acuáticos, lo que se le conoce como la ecuación de transporte de contaminantes (Matovelle, 2017). La ecuación incorpora la advección, difusión-dispersión y los términos fuente sumidero, mencionados en secciones anteriores.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial x}(\mu_x C) - \frac{\partial C}{\partial y}(\mu_y C) - \frac{\partial C}{\partial z}(\mu_z C) + \frac{\partial C}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial C}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial C}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right) + S_k \quad [\text{Ec. 9}]$$

Donde:

C = Concentración

t = Tiempo

μ_x, μ_y, μ_z = Componentes del vector velocidad

E_x, E_y, E_z = Componentes de dispersión

S_k = Fuente o sumidero

Dada la complejidad de representar un modelo matemático en todas sus dimensiones, resulta conveniente realizar algunas simplificaciones de manera que sea factible la modelación, para cuerpos de agua como los ríos se puede asumir un sistema unidimensional, considerando únicamente el perfil longitudinal (Matovelle, 2017). La ecuación simplificada es la siguiente:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial C}{\partial x}(\mu_x C) + S_k \quad [\text{Ec. 10}]$$

Donde:

C = Concentración

x = Longitud

μ_x = Vector velocidad longitudinal

S_k = Fuente o sumidero

4.2.8. Modelación de los parámetros de calidad del agua

La modelación de la calidad del agua requiere un análisis detallado de cada parámetro involucrado, por lo que, es esencial comprender el comportamiento y las interacciones de cada parámetro, así como identificar las posibles fuentes de contaminación que los afectan.

4.2.8.1. Modelación de oxígeno disuelto. Para modelar el oxígeno disuelto en un río, se establece un balance de masas considerando las fuentes o sumideros, cuando la cantidad de oxígeno aportada por las fuentes es menor a la extraída por los sumideros, se produce un déficit de oxígeno en el cuerpo de agua, este déficit puede calcularse como la diferencia entre la concentración de saturación (cantidad máxima de oxígeno que puede disolverse en el agua) y la concentración actual en el agua (Pazmiño, 2020; Ji, 2017).

Las fuentes más importantes de oxígeno disuelto son: la reaireación, es decir la transferencia de oxígeno desde la atmósfera al agua (en este proceso influyen estructuras hidráulicas como los azudes), la fotosíntesis de las plantas acuáticas y el aporte de oxígeno por parte de los tributarios. Por otro lado, los sumideros son la oxidación de la materia orgánica y el material nitrogenado, la respiración de las plantas acuáticas y la respiración microbiana en los sedimentos (Sierra, 2011). En la presente investigación se considera como fuente de oxígeno la reaireación y como sumideros la materia orgánica expresada como DBO y el nitrógeno amoniacal.

4.2.8.2. Modelación de la demanda bioquímica de oxígeno. Representa la cantidad de oxígeno consumido por los microorganismos presentes en el agua durante la degradación de la materia orgánica (Sierra, 2011). La DBO sigue una reacción de oxidación de primer orden, por lo que su velocidad de degradación es proporcional a la concentración de la materia restante sin oxidar (Streeter & Phelps, 1925), siendo su formulación matemática la siguiente:

$$\frac{\partial L}{\partial x} = -k'_1 L \quad [\text{Ec. 11}]$$

Donde:

k'_1 = Constante de desoxigenación

L = Materia orgánica

La constante de desoxigenación (k'_1) permite estimar la tasa a la cual el oxígeno se consume en el agua, en presencia de materia orgánica y otros compuestos que actúan como fuentes de DBO. Puede variar en función de diferentes factores, como la temperatura, el tipo y la cantidad de materia orgánica presente en el agua, y la concentración de otros contaminantes (Chapra, 2008).

Adicionalmente, es posible agregar una cinética de Monod al modelo de DBO para representar de manera más precisa la tasa de consumo de oxígeno por parte de los microorganismos. La cinética de Monod es una expresión matemática que describe cómo la tasa de crecimiento de un microorganismo depende de la concentración de un sustrato (Monod, 1949), en este caso la materia orgánica actúa como sustrato, por lo que permite modelar la tasa de degradación de la materia orgánica por parte de los microorganismos en función de su concentración.

$$\frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \quad [\text{Ec. 12}]$$

Donde:

$[O_2]$ = Oxígeno disuelto

k_s = Constante de semisaturación

La concentración de saturación media o semisaturación (k_s) es la concentración de DBO a la que la tasa de crecimiento es la mitad de la tasa máxima (Ji, 2008).

4.2.8.3. Modelación de nitrógeno amoniacal. Para la modelación del nitrógeno amoniacal, se considera el proceso de nitrificación en el cual ciertas bacterias transforman el amoníaco y los iones amonio en nitritos y luego en nitratos, los compuestos nitrogenados en gran parte se deben a la materia orgánica, el nitrógeno amoniacal se puede oxidar a nitritos, sin embargo, dado que esta reacción es inestable, inmediatamente los nitritos se oxidan a nitratos, en este proceso se oxidan aproximadamente 4,57 g de O_2 (Sierra, 2011).

La nitrificación se puede modelar individualmente según las especies de nitrógeno (nitrógeno orgánico, nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal) (Pazmiño, 2020). En este sentido para el nitrógeno amoniacal, considerando que la reacción sigue una cinética de orden uno al igual que la DBO, se obtiene la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial [NH_4^+]}{\partial x} = -[NH_4^+]k_n \quad [\text{Ec. 13}]$$

Donde:

$[NH_4^+]$ = nitrógeno amoniacal disponible

k_n = Constante de nitrificación

La constante de nitrificación (k_n) describe la velocidad a la que este proceso se produce, esta constante representa la tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes que realizan la nitrificación, y puede ser influenciada por factores como la temperatura, la disponibilidad de oxígeno y la concentración de nutrientes (J. Rivera, 2015).

4.2.9. Resolución de ecuaciones diferenciales

Las ecuaciones diferenciales utilizadas para modelar matemáticamente la calidad del agua pueden resolverse tanto mediante métodos analíticos como numéricos; en el caso de ecuaciones muy complejas, como las planteadas en esta investigación, no existe una solución analítica, por lo que es necesario recurrir a métodos numéricos; existen diversos métodos numéricos disponibles, como el método de Euler, Heun y Runge-Kutta. A continuación, se describe el método utilizado.

4.2.9.1. Método de Euler. El método de Euler es un método sencillo para resolver ecuaciones diferenciales de primer orden, consiste en la subdivisión del intervalo de integración en segmentos más pequeños y calcular el valor de la función en cada uno de estos segmentos. Chapra (2008) explica de mejor manera la aplicación del método tomando como ejemplo el modelo de un lago completamente mezclado (ecuación 14), mismo que se detalla a continuación:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{W(t)}{V} - \lambda c \quad [\text{Ec. 14}]$$

Para resolver la ecuación de balance planteada se debe reformularla de tal manera que pueda resolverse mediante operaciones aritméticas. Reformulando la ecuación 14 en incrementos de concentración en el tiempo, quedaría de la siguiente forma:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} \approx \frac{\Delta c}{\Delta t} = \frac{c_{i+1} - c_i}{t_{i+1} - t_i} = \frac{W(t)}{V} - \lambda c_i \quad [\text{Ec. 15}]$$

Resolviendo la ecuación para cada incremento de c_i se obtiene la ecuación final de modelamiento:

$$c_{i+1} = c_i + \left[\frac{W(t)}{V} - \lambda c_i \right] (t_{i+1} - t_i) \quad [\text{Ec. 16}]$$

La ecuación 16 representa la concentración del contaminante en un incremento de tiempo establecido, de la misma manera que el presente ejemplo, se emplea este método numérico para las ecuaciones generadas en la presente investigación.

4.2.10. Proceso de modelado de la calidad del agua

Según Sierra (2011) la modelación de la calidad del agua se desarrolla por etapas, a continuación, una breve descripción de cada una de ellas.

4.2.10.1. Definir el problema de calidad del agua. Previo a comenzar cualquier actividad relacionada con el estudio de la calidad del agua, es fundamental tener una definición clara del problema que se va a investigar, además se debe conocer el presupuesto del proyecto, las regulaciones pertinentes, el recurso humano y las opciones de control disponibles, una vez considerados estos aspectos se puede dar inicio al proceso de modelación.

4.2.10.2. Seleccionar el modelo. Es una etapa crucial que permite seleccionar el modelo más adecuado para abordar las necesidades identificadas en el problema, es importante tener en cuenta que no todos los modelos son aplicables a todas las situaciones, ya que algunos modelos pueden resultar inadecuados o incapaces de reproducir el problema específico que se está investigando, en caso de no contar con un modelo adecuado, una opción sería desarrollar un modelo propio que se ajuste a las necesidades particulares.

4.2.10.3. Revisar los datos de entrada. Para la modelación de la calidad del agua se necesita una gran cantidad de información en función del modelo seleccionado, generalmente la información es la misma para la mayoría de modelos, incluye los datos de entrada, control, tributarios, fuentes de contaminación, hidráulica, climatología, entre otros; esta información puede ser medida directamente, obtenida de la literatura o en su defecto recurrir a correlaciones o técnicas de optimización.

4.2.10.4. Recolectar la información preliminar. Una vez definido el problema, establecido el presupuesto y dimensionado los datos de entrada necesarios se procede a recolectar la información.

4.2.10.5. Corridos preliminares. Es fundamental asegurarse que el modelo esté funcionando correctamente y produciendo resultados precisos, esto implica realizar pruebas con datos de ejemplo, con el modelo en funcionamiento, se busca identificar las posibles limitaciones o falta de información importante en los datos disponibles, esta fase también ayuda a determinar qué parámetros son los más relevantes en el proceso de modelación, para ello, se puede realizar un análisis de sensibilidad, donde se modifican individualmente los parámetros y se observa cómo afectan los resultados.

4.2.10.6. Calibración y validación de un modelo. El proceso de calibración consiste en ajustar los parámetros (constantes y coeficientes) del modelo, para representar la calidad del agua con la mayor precisión posible, para ello es necesario establecer un evento típico del cual se conozca las características físicas y los parámetros de la corriente.

La calibración se desarrolla inicialmente ajustando la hidrodinámica (caudal, velocidad, profundidad), modificando los coeficientes y constantes de las ecuaciones para posteriormente

pasar a calibrar la calidad del agua, iniciando por las variables más sencillas y terminado con las más complejas (Sierra, 2011), el proceso de calibración se resume en la Figura 1.

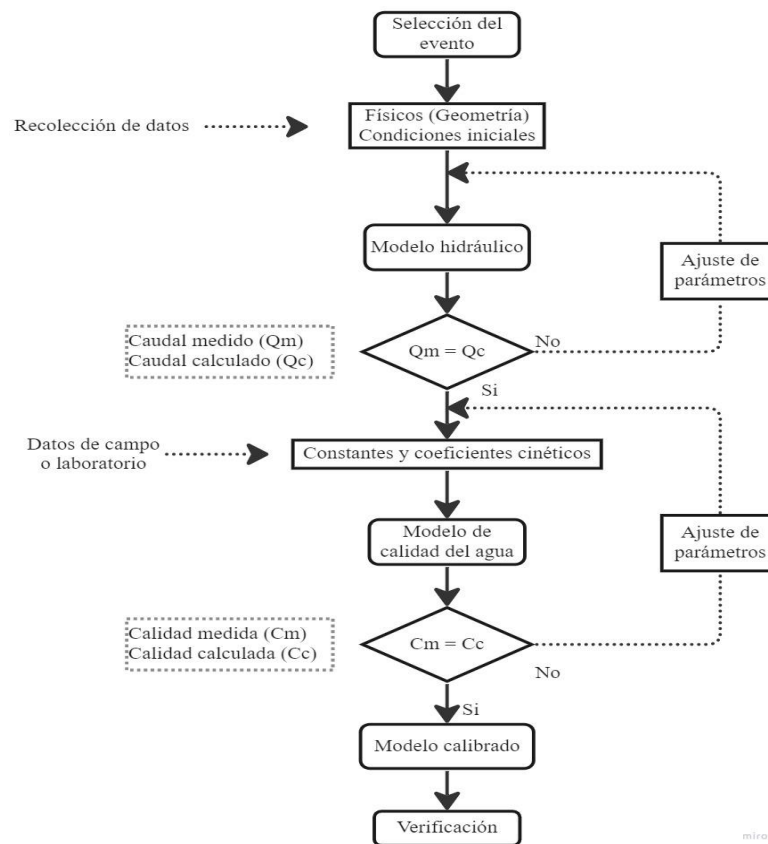


Figura 1. Proceso de calibración de un modelo de calidad del agua.

Fuente: (Sierra, 2011)

La validación por su parte permite que el modelo no represente únicamente el evento típico con el que fue calibrado, si no que sea capaz de representar la calidad de un río bajo cualquier evento. La validación se basa en realizar simulaciones para algún otro evento totalmente opuesto al que fue calibrado, en este proceso los parámetros que se modificaron durante la calibración se mantienen estáticos y lo que cambian son las variables externas como la carga contaminante y características hidrológicas, de esta manera si el modelo representa la calidad del agua medida en campo se considera validado (Sierra, 2011).

4.2.10.7. Generación de escenarios. En esta etapa se pueden establecer diferentes escenarios para simular, por ejemplo, caudales mínimos, vertidos de industrias, la carga máxima de los contaminantes, etc.

4.2.10.8. Análisis de resultados. Los resultados obtenidos deben ser analizados con el fin de identificar posibles errores, establecer conclusiones y proponer recomendaciones.

5. Metodología

En esta sección, se presenta de manera detallada la descripción de la zona de estudio, seguida por el diseño de la investigación, donde se señala el enfoque de investigación y el tipo de muestreo. Posteriormente, se describe la metodología por objetivos, partiendo por el levantamiento de la línea base, seguida por la modelación matemática y finalmente la calibración del modelo, además se incluyen las herramientas informáticas, materiales y equipos empleados durante todo el proceso.

5.1. Zona de estudio

La presente investigación se desarrolló en el cantón Loja, provincia de Loja, específicamente en el río Malacatos. La microcuenca del río Malacatos se encuentra situada al Suroeste de la ciudad de Loja, a 2100 m.s.n.m, sus límites son: al Norte y al Este con la microcuenca del río Zamora, al Sur con las microcuencas Vilcabamba y Solanda, y al Este con la microcuenca El Tambo (Yaguana & Cartuche, 2022).

El río Malacatos se origina en el nudo de Cajanuma y se forma mediante la confluencia de las quebradas Mónica, Sta. Urcu, y Curitroje, tiene una pendiente de 1,2 % en la parte baja y una longitud de aproximadamente 14 km hasta su unión con el río Zamora Huayco (Zúñiga, 2014; PNUMA et al., 2007; Alvarado et al., 2022). Su zona de influencia se caracteriza por poseer un clima templado-ecuatorial subhúmedo, con una temperatura media anual de 16,9 °C y una precipitación anual acumulada de 918,6 mm, siendo los meses de octubre y noviembre los que registran menor precipitación (Maldonado, 2014).

El presente estudio se centró en el tramo del río Malacatos comprendido entre el sector Dos Puentes hasta el barrio La Tebaida a la altura del puente de la Avenida Gobernación de Mainas. El punto inicial de este tramo se encuentra entre las coordenadas UTM 17S 4700152,6E 9548939,3N mientras que el punto final está entre UTM 17S 694080,5E 8450067,4N.

Este tramo se caracteriza por dos zonas bien marcadas, la primera parte donde existe poca influencia poblacional y la segunda parte que está conformada por la zona netamente urbana de la ciudad del Loja, asimismo, a lo largo del tramo recibe importantes aportes de las quebradas: Qilloyacú, Potrerillos, Namanda, Las Violetas, Cate, Pan de Azúcar y Alumbre. La longitud aproximada del tramo en estudio es de 8 km (Figura 2).

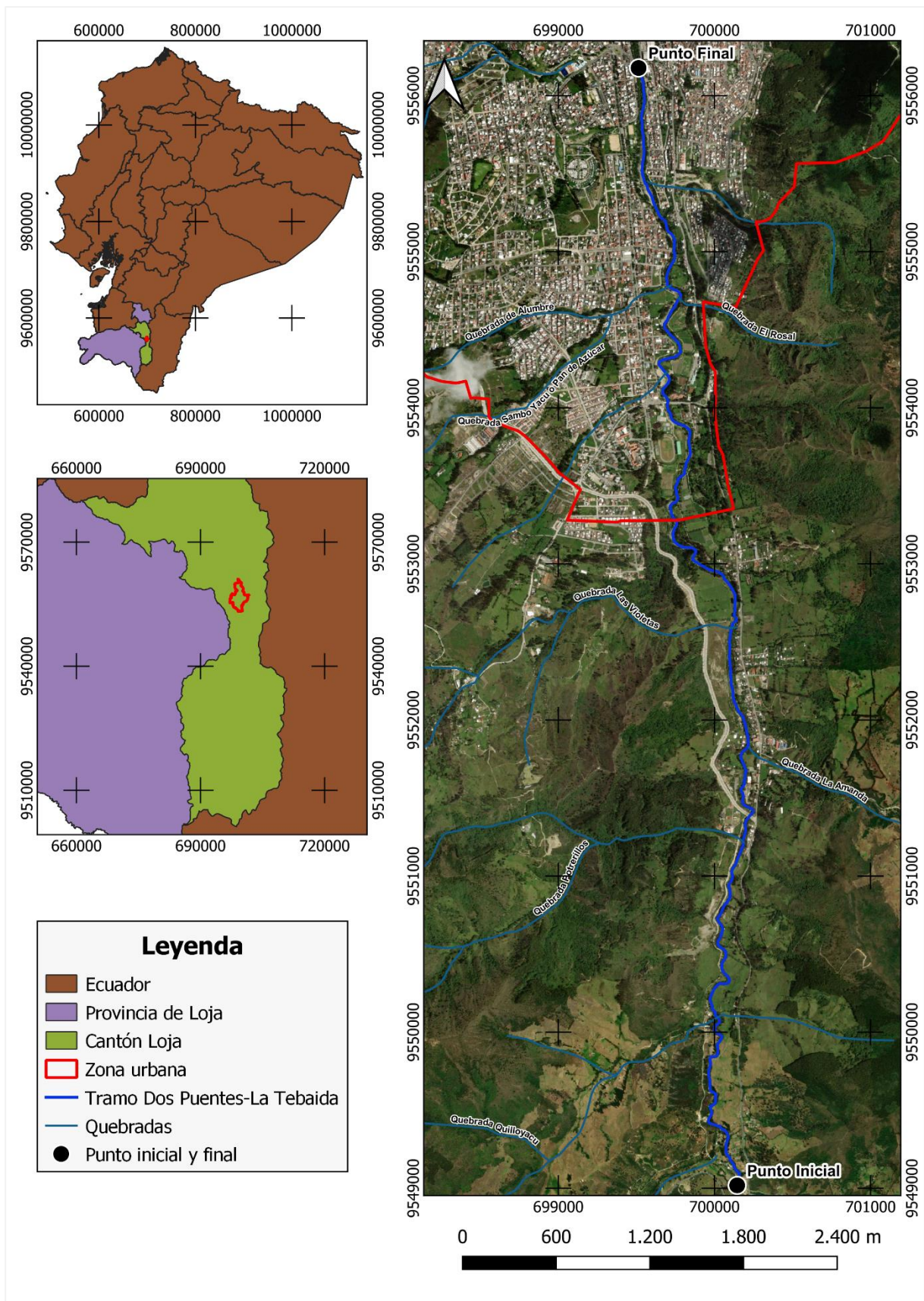


Figura 2. Mapa de ubicación del río Malacatos tramo Dos Puentes - La Tebaida.

5.2. Diseño de la investigación

La presente investigación se fundamentó en un enfoque deductivo, debido a que se emplearon observaciones para conocer las descargas contaminantes en el tramo de estudio y, a partir de consideraciones generales, se desarrolló un modelo matemático. Asimismo, se adoptó un enfoque cuantitativo descriptivo, que permitió detallar el comportamiento y concentración de los contaminantes en el cuerpo de agua, considerando las aportaciones y elementos que influyen en su calidad, mediante el modelo matemático.

El diseño de la investigación se basó en muestreos simples en el tramo Dos Puentes – La Tebaida, realizados durante el mes de diciembre de 2022 y enero de 2023, además se dividió en 3 fases, primeramente el levantamiento de la línea base, posteriormente el modelamiento matemático y finalmente la calibración del modelo.

5.3. Línea base

La línea base para el modelamiento de la calidad del agua del río Malacatos implica la caracterización de las descargas, puntos de control y elementos hidráulicos (azudes) presentes en el tramo de estudio, para lo cual se realizaron las siguientes actividades:

- Identificación de todas las descargas de vertidos y quebradas que desembocan en el cauce principal, así como los puntos de control y azudes presentes.
- Selección de los sitios de muestreo mediante balances de masa a partir de la medición de caudales y parámetros in situ: OD, pH, temperatura, salinidad y conductividad.
- Planificación de las campañas de muestreo en función de los sitios seleccionados, ejecución del muestreo, y análisis de laboratorio de: turbidez, DQO, DBO₅ y NH₄⁺.
- Obtención de datos hidráulicos del río Malacatos tales como: velocidad y profundidad, simultáneamente se determinó la altura de los azudes identificados.

Los parámetros antes mencionados se seleccionaron debido a que son indicadores comunes de la calidad del agua en ríos, por ende, ofrecen información sobre el impacto de la contaminación, además, son típicamente encontrados en aguas domésticas.

En la presente investigación, se consideró períodos de estiaje, es decir momentos de caudales bajos, puesto que durante estos períodos, suele presentarse los valores más elevados de contaminación, por lo que permiten determinar el mayor impacto de los contaminantes en la calidad del agua; no se consideró períodos de lluvia ya que provocan condiciones inestables como la alteración del régimen hidráulico y el arrastre de contaminantes, por lo que para el modelamiento esto no es factible (Pauta et al., 2019).

En los apartados subsiguientes se describen con mayor detalle las actividades para el levantamiento de la línea base.

5.3.1. Identificación y selección de puntos de interés

Para la identificación de los puntos de interés, se realizó 4 recorridos de campo a lo largo del tramo Dos Puentes-La Tebaida del río Malacatos, en períodos de estiaje durante los meses de octubre y noviembre de 2022, a continuación, se detalla lo realizado durante los recorridos:

- En el primer recorrido, mediante observación directa y toma de fotografías se identificó las descargas de quebradas y vertidos al cauce principal, así como los puntos de control ubicados en el río y los azudes existentes, además se estableció la ubicación geográfica de todos los puntos a partir de la aplicación móvil UTM geo map en su versión 3.7.7 y con la ayuda de Qgis 3.16 se georreferenció y determinó la distancia tanto del tramo de estudio como de los puntos identificados, mismos que fueron codificados secuencialmente de acuerdo al orden de aparición (1, 2, 3, 4, 5...).
- El segundo y tercer recorrido, se realizaron para corroborar si las descargas de quebradas y vertidos al río Malacatos eran constantes, además permitieron determinar las horas en las cuales se presentaba un mayor caudal, esto es relevante en términos de evaluar el impacto sobre el cauce principal.
- Durante el cuarto recorrido, se llevaron a cabo mediciones simultáneas de caudal y parámetros in situ: OD, pH, temperatura, salinidad y conductividad, con la finalidad de seleccionar las descargas que provocan una mayor variación de la contaminación del río en el tramo de estudio.

En los siguientes apartados, se profundiza en las actividades de medición y selección de puntos de interés.

5.3.1.1. Medición de caudal. La medición de caudal en cada descarga y puntos de control se realizó a través de los siguientes métodos de aforo, los cuáles fueron aplicados según las características de cada punto de muestreo:

a) Aforo volumétrico: Se empleó este método para determinar el caudal en descargas de tuberías y pequeñas quebradas. Este procedimiento se realizó de la siguiente manera: se colocó un recipiente de 10 litros a la salida de la tubería o canal que se deseaba medir, y se cronometró el tiempo que tomó llenar completamente el recipiente. Se repitió este proceso en cinco ocasiones para obtener un promedio del tiempo de llenado. En algunos sitios, fue necesario

canalizar el flujo de agua mediante un tubo PVC de aproximadamente 1 m. El cálculo se efectuó utilizando la ecuación 17.

$$Q = \frac{V}{t} \quad [\text{Ec. 17}]$$

Donde:

Q = Caudal (l/s)

V = Volumen (l)

t = Tiempo (s)

b) Aforo con molinete: Se realizó aforo con molinete hidráulico para determinar el caudal del río en los puntos de control. Para lo cual se levantó la sección transversal del río midiendo el ancho del cauce y segmentando la corriente cada 1 m. En cada segmento se midió la profundidad y con el molinete hidráulico se realizaron tres mediciones a través de las cuáles se determinó la velocidad media del segmento (V_i), el molinete utilizado brinda automáticamente los valores de la velocidad en m/s, por lo que no fue necesario contar el número de revoluciones que exigen otros molinetes, posteriormente se calculó el área del segmento (A_i) y se determinó el caudal mediante la ecuación 18.

$$Q = \sum_{i=1}^n A_i V_i = \sum_{i=1}^n q_i \quad [\text{Ec. 18}]$$

Donde:

Q = Caudal (m^3/s)

A_i = Área del segmento (m^2)

V_i = Velocidad (m/s)

q_i = Caudal parcial del segmento (m^3/s)

c) Aforo químico: Los caudales en las quebradas se obtuvieron principalmente por aforo químico. Este procedimiento se llevó a cabo utilizando sal como trazador, la cual fue previamente diluida en un recipiente de 10 litros.

Posteriormente, desde el punto de medición, se seleccionó una distancia aproximada de 20 metros aguas arriba (en algunas ocasiones, esta distancia varió debido a la inaccesibilidad del sitio) a partir de la cual se vertió la dilución de sal. Simultáneamente, en el punto de medición, se utilizó el multiparámetro WTW 2FD460 Multi 3420 para registrar el aumento de la conductividad producido por el paso de la sal. Luego se estableció la relación entre la cantidad de sal y la conductividad, y mediante la integración de la ecuación 19 se determinó el caudal.

$$V_{c_1} = Q \int_{t_1}^{t_2} (c_2 - c_0) dt \quad [\text{Ec. 19}]$$

Donde:

Q = Caudal de la corriente (m³/s)

V = Volumen del trazador

C₀ = Concentración inicial de la corriente

C₁ = Concentración del trazador

C₂ = Concentración final

t₁ y t₂ = Tiempo inicial y final

5.3.1.2. Medición de parámetros in situ. Los parámetros in situ se determinaron mediante equipos portátiles mismos que previamente fueron calibrados para asegurar la confiabilidad de los datos. A continuación, se enlista los equipos utilizados y los parámetros que se obtuvo a partir de cada uno de ellos:

- Sonda HANNA HI98193: Oxígeno disuelto (mg/l).
- Medidor multiparámetro WTW 2FD460 Multi 3420: Temperatura (°C), conductividad (μS/cm) y salinidad (Unidades prácticas de salinidad).
- pH-metro HANNA HI9813-6: pH (unidades de pH).

5.3.1.3. Selección de los puntos de interés. La selección de las descargas de vertidos y quebradas con mayor incidencia en la contaminación se llevó a cabo utilizando los datos recolectados durante el cuarto recorrido. Se asumieron valores empíricos de 100 mg/l de DQO para las descargas poco contaminadas, 300 mg/l para las medianamente contaminadas y 600 mg/l para las altamente contaminadas. Estos valores fueron establecidos considerando principalmente la concentración de oxígeno disuelto y la conductividad de las descargas, ya que estos parámetros indican la posible presencia de sustancias contaminantes.

Seguidamente, se procedió a realizar balances de masa para determinar la concentración de DQO después del vertido, utilizando la ecuación 20.

$$C_s = \frac{C_v \times Q_v + C_r \times Q_r}{Q_r + Q_v} \quad [\text{Ec. 20}]$$

Donde:

C_s = DQO del río después del vertido (mg/l)

C_r = DQO del río antes del vertido (mg/l)

C_v = DQO del vertido (mg/l)

Q_v = Caudal del vertido (l/s)

Q_r = Caudal del río (l/s)

Finalmente se calculó el porcentaje de variación de la contaminación, utilizando la ecuación 21. Se descartó los puntos con una variación inferior al 1%.

$$\%C = \frac{|C_s - C_r|}{C_r} \times 100\% \quad [\text{Ec. 21}]$$

Donde:

C_s = DQO del río después del vertido (mg/l)

C_r = DQO del río antes del vertido (mg/l)

Para los puntos seleccionados se generó una codificación de la siguiente manera:

- Los puntos de control ubicados en el río se codificaron mediante la etiqueta “C” seguida del número correspondiente (C1, C2, C3...).
- Los azudes utilizaron la etiqueta “A” seguida del número correspondiente (A1, A2, A3...).
- Los puntos de vertidos y quebradas se codificaron mediante la etiqueta “AP” seguida del número correspondiente (AP1, AP2, AP3...).

5.3.2. Hidráulica del río

En el modelamiento matemático de la calidad del agua, es fundamental contar con datos de velocidad y profundidad del río, estos son esenciales para el cálculo de las constantes cinéticas requeridas en el proceso. Para obtener esta información, se empleó un molinete hidráulico, y se procedió a levantar la sección transversal del río, dividiéndola en segmentos de 1 m para medir la profundidad. Posteriormente, se realizaron tres mediciones de velocidad por segmento para obtener la velocidad media. Este procedimiento se repitió sistemáticamente cada kilómetro a lo largo del tramo comprendido entre Dos Puentes y La Tebaida.

Además de las mediciones de velocidad y profundidad, durante estas actividades también se llevó a cabo la medición de altura de los azudes previamente identificados. Estos datos son importantes para el modelamiento adecuado de estas estructuras en el contexto del estudio.

5.3.3. Planificación y ejecución de las campañas de muestreo

Se realizaron 3 campañas de muestreo en los puntos seleccionados durante los meses de diciembre y enero, considerando períodos de estiaje, debido al tiempo limitado, se estableció una frecuencia de muestreo de 20 días; cada campaña se llevó a cabo durante un día y en dos horarios: de 7am-9am y de 12pm-2pm. Esto se estableció bajo los siguientes criterios:

- El modelado debe llevarse a cabo en condiciones extremas y constantes para garantizar la representatividad de los datos (Sierra, 2011). Por lo tanto, en este estudio se han considerado períodos de estiaje y las horas mencionadas anteriormente; estas horas se establecieron de acuerdo al momento de mayor actividad de la población y, por consiguiente, de mayor uso de agua para actividades domésticas, lo que puede resultar en un aumento en la contaminación.
- Se consideró las limitaciones en cuanto a los recursos económicos y el tiempo, por lo que se estimó que tres muestreos podrían ser suficientes para la caracterización de vertidos y la generación del modelo matemático.
- Se definió trabajar con valores promedio de las tres campañas de muestreo, a partir de los cuáles se obtendría información relevante para posteriormente generar el modelo.

Una vez realizada la planificación, se procedió a ejecutar tres campañas de muestreo, dos en diciembre de 2022 y una en enero de 2023, en las cuáles se midió el caudal tanto en las descargas de vertidos y quebradas, como en los puntos de control, utilizando los métodos de aforo explicados en el apartado 5.3.1.1. Además, simultáneamente se tomó los parámetros in situ de acuerdo a la metodología mencionada en el apartado 5.3.1.2.

La toma de muestras se realizó conforme las normas INEN NTE 2176:2013 y 2169:2013, las cuáles brindan técnicas de muestreo y pautas para el manejo y conservación de las muestras. A continuación, se exponen las consideraciones generales adoptadas:

- Para corrientes el muestreo debe ser puntual (muestras individuales), ya que representa la calidad en el punto y tiempo en el que fue tomada.
- Seleccionar un recipiente adecuado para evitar la contaminación por sustancias extrañas, volatilización y adsorción, los recipientes de vidrio son adecuados para compuestos químicos y biológicos.
- Lavar los recipientes con agua y detergente, posteriormente enjuagar con agua destilada o desionizada.
- El volumen de muestra debe ser suficiente para realizar los análisis requeridos.
- Llenar completamente el recipiente y cerrarlo de tal manera que no se formen burbujas de aire en la muestra, para evitar agitación en el transporte y reacciones con la fase gaseosa.
- Guardar las muestras a una temperatura más baja que la temperatura de recolección, enfriar la muestra entre 2 a 5°C y mantenerla en lugares oscuros para favorecer la conservación durante cortos períodos de tiempo.

En la Tabla 4 se detallan las consideraciones particulares sugeridas por la norma INEN 2169:2013 para los parámetros fisicoquímicos analizados, en base a la mencionada norma las muestras fueron conservadas y transportadas al Laboratorio Ambiental de la Universidad Nacional de Loja.

Tabla 4. Técnicas para la conservación de muestras para análisis fisicoquímico.

Parámetro	Tipo de envase	Volumen típico (ml)	Técnica de conservación	Tiempo máximo de preservación luego de la conservación
Turbiedad	Plástico o vidrio	100	Enfriar entre 1 °C y 5 °C. Mantener las muestras en la oscuridad.	24 h
DQO	Plástico o vidrio	100	Acidificar a pH 1 a 2 con H ₂ SO ₄	1 mes
DBO	Plástico o vidrio	1000 Llenar botella completamente	Enfriar a 1 °C y 5 °C	24 h
Amoniac libre (NH ₃) o ionizado (NH ₄ ⁺)	Plástico o vidrio	500	Acidificar entre pH 1 a 2 con H ₂ SO ₄ , enfriar a 1 °C y 5 °C.	21 días

Nota: Adaptado de la norma INEN 2169:2013

5.3.4. Análisis de laboratorio.

Se llevó a cabo la determinación de la demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), nitrógeno amoniacal (NH₄⁺) y turbidez en el laboratorio de ingeniería ambiental de la Universidad Nacional de Loja. Para el análisis de la DQO y el NH₄⁺, se utilizó un espectrofotómetro HACH DR 2800; para la turbidez se empleó un turbidímetro HACH 2100N. Por otro lado, la DBO₅ se determinó mediante un equipo de DBO manométrico DBOTrack (Tabla 5).

Tabla 5. Métodos de laboratorio.

Parámetro	Rango	Unidad	Método de laboratorio	Equipo
Turbidez	-	NTU	Fotométrico	Turbidímetro
DQO	20 -1500	mgO/l	Colorimétrico de dicromato	Termoreactor Digital Hach DRB200. Espectrofotómetro Hach DR 2800
.DBO ₅	0 – 350 0 – 700	mgO/l	Respirómetro	Incubadora de DBO
Amonio	0 – 2,5 0,4 – 50	mgNH ₄ /l	Nessler Salicilato	Espectrofotómetro Hach DR 2800.

Dada la necesidad de determinar la concentración de materia orgánica biodegradable en un gran número de muestras, se optó por realizar únicamente el análisis de DQO. No obstante, debido a que el DQO no permite estimar la fracción biodegradable de la materia orgánica, se optó por determinar la relación DBO_5/DQO , para lo cual se obtuvieron 6 muestras en distintos tributarios del río.

5.4. Modelamiento matemático

El modelamiento de la calidad del agua, se basó en un modelo centrado específicamente en la variación del oxígeno disuelto, puesto que, el OD es considerado el parámetro más importante para evaluar la contaminación del agua y la capacidad de autodepuración de los ríos (Sierra, 2011; Gil, 2006). Asimismo, se modeló la demanda bioquímica de oxígeno y el nitrógeno amoniacal, debido a que estos indican la presencia de materia orgánica y vertidos de aguas residuales, además influyen en la concentración de oxígeno en el cuerpo de agua. Para la generación del modelo, se llevaron a cabo las siguientes actividades:

- Establecer las hipótesis de partida para simplificar la ecuación general de transporte de contaminantes.
- Segmentar el tramo de estudio.
- Formular el sistema de ecuaciones para determinar el OD, DBO y NH_4^+ de acuerdo a las hipótesis establecidas.

En los apartados subsiguientes se detalla la metodología empleada para el desarrollo de las actividades anteriormente mencionadas.

5.4.1. Hipótesis de partida

El modelamiento parte de la ecuación general de transporte de contaminantes, para establecer la ecuación de balance y simplificar la ecuación general de transporte, fue necesario asumir las siguientes hipótesis:

- Las reacciones siguen una cinética de primer orden.
- La velocidad y caudal son constantes en el tiempo.
- La concentración de los contaminantes varía longitudinalmente.
- La transferencia de oxígeno se da por reaireación superficial.
- Sistema unidimensional.
- Estado estacionario.
- El término de difusión-dispersión no se considera relevante.

En base a las hipótesis antes mencionadas, el balance para la presente investigación queda expresado conforme la ecuación 22.

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial x}(\mu_x C) \pm S_k \quad [\text{Ec. 22}]$$

Donde:

C = Concentración

x = Longitud

μ_x = Vector velocidad longitudinal

S_k = Fuente o sumidero

5.4.2. Segmentación

La segmentación consiste en la división de un río o arroyo en diferentes segmentos o sub tramos, cada uno de los cuales se evalúa por separado en términos de calidad, posteriormente estos segmentos son unificados para obtener el modelamiento completo del tramo en estudio, en la presente investigación se adoptaron los criterios propuestos por Sierra (2011).

- Los segmentos corresponden a tramos de la corriente en los cuales el caudal, la sección, la pendiente y la calidad del agua permanecen constantes.
- Cuando un vertimiento o tributario se considera que puede afectar la calidad del agua de la corriente principal, se debe establecer un nuevo segmento.
- En sitios donde exista un puente, una estación de aforo u otro cambio importante en la geometría de la corriente, amerita la creación de un nuevo segmento.

Considerando los criterios antes mencionados, la segmentación se realizó en base a los vertidos, quebradas y azudes encontrados en el tramo de estudio. Una vez realizada la segmentación, se procedió a generar el sistema de ecuaciones y calcular las condiciones iniciales y constantes cinéticas necesarias.

5.4.3. Sistema de ecuaciones

Definidas las hipótesis y los segmentos que conforman la corriente, se establecieron las ecuaciones en función de las variables estudiadas: OD, DBO y NH_4^+ mismas que posteriormente fueron resueltas por el método de Euler, en los apartados subsiguientes se presentan las ecuaciones generales para el modelamiento.

5.4.3.1. Modelación de oxígeno disuelto. La ecuación de modelamiento del oxígeno disuelto considera el transporte longitudinal, y los procesos de reaireación, degradación de la materia orgánica y degradación del nitrógeno amoniacal:

$$\frac{\partial [O_2]}{\partial x} = -\mu_x \frac{\partial [O_2]}{\partial x} - Lk'_1 \theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} + k'_2 \theta^{T-20} * ([O_2]_{sat} - [O_2]) - aN * [NH_4^+]_n k \theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{k_{sn} + [O_2]} \quad [Ec. 23]$$

Donde:

μ_x = Velocidad (m/d)

L = Materia orgánica (mg/l)

k'_1 = Constante de desoxigenación (d^{-1})

Θ = Factor de corrección

T = Temperatura ($^{\circ}C$)

k_s = Constante de semisaturación (mg/d)

$[O_2]$ = Concentración de oxígeno disuelto (mg/l)

k'_2 = Constante de reaireación (d^{-1})

$[O_2]_{sat}$ = Oxígeno disuelto (mg/l)

$[NH_4^+]$ = Concentración de nitrógeno amoniacal (mg/l)

aN = Factor de consumo de oxígeno

k_n = Constante de nitrificación (d^{-1})

k_{sn} = Constante de semisaturación del amonio (mg/d)

La ecuación para el modelamiento de oxígeno disuelto, resuelta por el método de Euler, es la siguiente:

$$[O_2]_{i+1} = [O_2]_i + (x_{i+1} - x_i) * \left(\frac{1}{\mu_x}\right) * \left(-L_i k'_1 \theta^{T-20} * \frac{[O_2]_i}{k_s + [O_2]_i} + k'_2 \theta^{T-20} * ([O_2]_{sat} - [O_2]_i) - aN * [NH_4^+]_i k_n \theta^{T-20} * \frac{[O_2]_i}{k_{sn} + [O_2]_i}\right) \quad [Ec. 24]$$

Donde:

$[O_2]_i$ = Concentración de oxígeno disuelto en un incremento i (mg/l)

$(x_{i+1} - x_i)$ = Incremento de distancia

L_i = Materia orgánica en un incremento i (mg/l)

$[NH_4^+]_i$ = Concentración de nitrógeno amoniacal en un incremento i (mg/l)

La concentración de oxígeno de saturación $[O_2]_{sat}$ se obtuvo mediante la fórmula propuesta por la APHA, (1992) esta ecuación tiene una incidencia directa de la temperatura,

considerando que la solubilidad del oxígeno molecular en el agua es afectado por dicho parámetro.

$$\ln [O_2]_{sat} = -139,34411 + \frac{1,575701 * 10^5}{T_a} - \frac{6,642308 * 10^7}{T_a^2} + \frac{1,243800 * 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8,621949 * 10^{11}}{T_a^4} - S(1,7674 * 10^{-2} - \frac{1,0754 * 10^1}{T_a} + \frac{2,1407 * 10^3}{T_a^2}) \quad [\text{Ec. 25}]$$

Donde:

$[O_2]_{sat}$ = Concentración de oxígeno de saturación (mg/l)

T_a = Temperatura absoluta (K)

S = Salinidad (mg/m³)

El oxígeno de saturación se ve influenciado por la altitud, por lo que es necesario realizar correcciones en función de ella mediante la siguiente ecuación:

$$[O_2]_{sat,z} = [O_2]_{sat} e^{\frac{-z}{8200}} \quad [\text{Ec. 26}]$$

Donde:

$[O_2]_{sat}$ = Concentración de oxígeno de saturación (mg/l)

z = Altitud (m)

5.4.3.2. Modelación de demanda bioquímica de oxígeno. Para modelar la demanda bioquímica de oxígeno se formuló la siguiente ecuación de balance, en la que se representa el transporte longitudinal del contaminante y la degradación de la materia orgánica, cuya velocidad está limitada por la presencia de oxígeno disuelto, para lo cual se utiliza un término de Monod:

$$\frac{\partial L}{\partial x} = -\mu_x \frac{\partial L}{\partial x} - Lk'_1 \theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{k_s + [O_2]} \quad [\text{Ec. 27}]$$

Donde:

μ_x = Velocidad longitudinal (m/d)

L = Materia orgánica (mg/l)

k'_1 = Constante de desoxigenación (d⁻¹)

θ = Factor de corrección

T = Temperatura (°C)

k_s = Constante de semisaturación (mg/d)

$[O_2]$ = Concentración de oxígeno disuelto (mg/l)

La ecuación para el modelamiento de la demanda bioquímica de oxígeno, resuelta por el método de Euler, es la siguiente:

$$L_{i+1} = L_i + (x_{i+1} - x_i) * \left(\frac{1}{\mu_x}\right) * \left(-L_i k'_1 \theta^{T-20} * \frac{[O_2]_i}{k_s + [O_2]_i}\right) \quad [\text{Ec. 28}]$$

Donde:

$[O_2]_i$ = Concentración de oxígeno disuelto en un incremento i (mg/l)

$(x_{i+1} - x_i)$ = Incremento de distancia

L_i = Materia orgánica en un incremento i (mg/l)

5.4.3.3. Modelación de nitrógeno amoniacal. El modelamiento del nitrógeno amoniacal considera el transporte longitudinal del contaminante y la degradación del nitrógeno amoniacal, la velocidad de degradación está limitada por la presencia de oxígeno y modelizada con una cinética de Monod, la ecuación de balance resultante es la siguiente:

$$\frac{\partial[NH_4^+]}{\partial x} = -\mu_x \frac{\partial[NH_4^+]}{\partial x} - [NH_4^+] k_n \theta^{T-20} * \frac{[O_2]}{k_{sn} + [O_2]} \quad [\text{Ec. 29}]$$

Donde:

μ_x = Velocidad longitudinal (m/d)

$[NH_4^+]$ = Concentración de nitrógeno amoniacal (mg/l)

k_n = Constante de nitrificación (d^{-1})

Θ = Factor de corrección

T = Temperatura ($^{\circ}C$)

k_{sn} = Constante de semisaturación del amonio (mg/d)

$[O_2]$ = Concentración de oxígeno disuelto (mg/l)

La ecuación para el modelamiento de nitrógeno amoniacal, resuelta por el método de Euler, es la siguiente:

$$[NH_4^+]_{i+1} = [NH_4^+]_i + (x_{i+1} - x_i) * \left(\frac{1}{\mu_x}\right) * \left(-[NH_4^+]_i k_n \theta^{T-20} * \frac{[O_2]_i}{k_{sn} + [O_2]_i}\right) \quad [\text{Ec. 30}]$$

Donde:

$[O_2]_i$ = Concentración de oxígeno disuelto en un incremento i (mg/l)

$(x_{i+1} - x_i)$ = Incremento de distancia

$[NH_4^+]_i$ = Concentración de nitrógeno amoniacal en un incremento i (mg/l)

5.4.4. Modelación de azudes

Los azudes influyen directamente sobre la reaireación (k'_2), por ende, deben ser considerados en el modelamiento. Butts & Evans (1983), expresan la presencia de oxígeno en estructuras de control (presas, diques, esclusas y cascada) mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{[O_2]_{sat} - [O_2]_a}{[O_2]_{sat} - [O_2]_b} = \frac{D_a}{D_b} = r = 1 + 0,38a bH(1 - 0,11H)(1 + 0,046T) \quad [\text{Ec. 31}]$$

Donde:

D_a = Déficit arriba de la presa o azud

D_b = Déficit debajo de la presa o azud

r = Relación del déficit por encima y por debajo de la presa (mg/l)

H = Diferencia de elevación del agua (m)

T = Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

a y b = Coeficientes que corrigen la calidad del agua y el tipo de presa

En subtramos en los cuáles existe presencia de un azud se calculó el oxígeno disuelto inicial a partir de la ecuación 31 de la siguiente manera:

1. Primeramente, se despeja de la ecuación 31 el déficit debajo del azud D_b :

$$D_b = \frac{D_a}{r}$$

2. Seguidamente se calcula el r mediante la fórmula que se expresa en la ecuación 31 y el déficit encima del azud D_a , el cuál es igual a la diferencia entre el oxígeno de saturación y el oxígeno sobre el azud:

$$D_a = [O_2]_{sat} - [O_2]_a$$

3. Finalmente se calcula el oxígeno debajo de la presa $[O_2]_b$, el cual será el oxígeno inicial luego del azud.

$$[O_2]_b = [O_2]_{sat} - D_b$$

En la Tabla 6 se presenta los coeficientes a y b proporcionados por la literatura (Chapra, 2008), estos fueron seleccionados conforme las condiciones que se identificó para cada azud.

Tabla 6. Coeficientes según la calidad del agua y el tipo de presa.

Coeficiente de calidad del agua	
Estado de contaminación	a
Contaminada	0,65
Moderada	1,0
Limpia	1,6
Limpia	1,8

Coeficiente de tipo de presa	
Tipo de presa	b
Paso regular plano de cresta	0,7
Paso irregular plano de cresta ancha	0,8
Cara vertical plana de cresta ancha	0,6
Cara plana de cresta ancha de pendiente recta	0,75
Cara curva plana de cresta ancha	0,45
Cara curva redonda de cresta ancha	0,75
Cara de pendiente recta de cresta afilada	1
Cara vertical de cresta afilada	0,8
Compuertas	0,05

Fuente: Chapra (2008).

5.4.5. Condiciones iniciales

Este conjunto de condiciones establece los valores iniciales de materia orgánica, nitrógeno amoniacal, oxígeno disuelto y temperatura, se obtienen a partir de balances de masa en cada segmento o sub tramo, a excepción de subtramos con presencia de azudes, donde se aplicará la metodología del apartado 5.4.4 para calcular el oxígeno disuelto (Chapra, 2008). A continuación, se muestran las ecuaciones de balance utilizadas:

$$L_0 = \frac{Q_r * L_r + Q_v * L_v}{Q_r + Q_v} \quad [\text{Ec. 32}]$$

$$[NH_4^+]_0 = \frac{Q_r * [NH_4^+]_r + Q_v * [NH_4^+]_v}{Q_r + Q_v} \quad [\text{Ec. 33}]$$

$$[O_2]_0 = \frac{Q_r * [O_2]_r + Q_v * [O_2]_v}{Q_r + Q_v} \quad [\text{Ec. 34}]$$

$$T_0 = \frac{Q_r * T_r + Q_v * T_v}{Q_r + Q_v} \quad [\text{Ec. 35}]$$

Donde:

L_0 = Concentración inicial de materia orgánica en el segmento

Q_r = Caudal del río (l/s)

Q_v = Caudal del vertido (l/s)

L_r = Materia orgánica del río (mg/l)

L_v = Materia orgánica del vertido (mg/l)

$[NH_4^+]_0$ = Concentración inicial de nitrógeno amoniacal en el segmento

$[\text{NH}_4^+]_r$ = Concentración de nitrógeno amoniacal del río (mg/l)
 $[\text{NH}_4^+]_v$ = Concentración de nitrógeno amoniacal vertido (mg/l)
 $[\text{O}_2]_0$ = Concentración inicial de oxígeno disuelto en el segmento
 $[\text{O}_2]_r$ = Concentración de oxígeno disuelto del río (mg/l)
 $[\text{O}_2]_v$ = Concentración de oxígeno disuelto del vertido (mg/l)
 T_r = Temperatura del río (°C)
 T_v = Temperatura del vertido (°C)

5.4.6. Constantes cinéticas

Las constantes cinéticas que determinan cómo se comporta la calidad del agua, se calcularon mediante ecuaciones empíricas. A continuación, se detallan las fórmulas utilizadas:

5.4.6.1. Constante de desoxigenación (k'_1). El consumo de oxígeno por acción metabólica, puede determinarse por distintos métodos de cálculo, en este estudio se utilizó la fórmula propuesta por Hydrosience, (1971).

$$k'_1 = 0,3 \left(\frac{H}{8}\right)^{-0.434} \quad [\text{Ec. 36}]$$

Donde:

H = Profundidad (m)

5.4.6.2. Constante de reaireación (k'_2). Es una cinética de primer orden y puede determinarse a través de varios métodos, en la presente investigación se utilizó la fórmula propuesta por Owens et al., (1964), la cual fue seleccionada debido a que las características hidráulicas del tramo en estudio cumplen con los criterios de profundidad (0,12-0,73 m) y velocidad (0,03-0,55 m/s) recomendados por los autores.

$$k'_2 = 5,32 \frac{v^{0,67}}{H^{1,85}} \quad [\text{Ec. 37}]$$

Donde:

V = Velocidad (m/d)

H = Profundidad (m)

5.4.6.3. Constante de nitrificación (k_n). Se obtiene a partir de métodos experimentales, por lo que se tomó un valor de $0,074 \text{ d}^{-1}$ de la investigación de Zúñiga, (2014) quién determinó experimentalmente este valor para el tramo Dos Puentes-La Tebaida.

5.4.6.4. Constante de semisaturación (k_s): Representa la concentración de sustrato en la que la tasa de crecimiento microbiano alcanza la mitad de su valor máximo, por lo que forma parte del término de Monod (Alvarez et al., 2019). A continuación, se muestran las ecuaciones utilizadas:

$$k_s = -\frac{k_d}{2} * L \quad [\text{Ec. 38}]$$

$$k_{sn} = -\frac{k_n}{2} * [NH_4^+] \quad [\text{Ec. 39}]$$

Donde:

k_s = Constante de semisaturación de la DBO (mg/l d)

k_{sn} = Constante de semisaturación del amonio (mg/l d)

k_d = Constante de desoxigenación (d^{-1})

k_n = Constante de nitrificación (d^{-1})

Las constantes cinéticas en calidad del agua son determinadas a una temperatura de referencia de 20°C, por lo que fue necesario corregir las constantes considerando la temperatura real, usando la siguiente ecuación (Chapra, 2008):

$$k(T) = k(20^\circ)\theta^{T-20} \quad [\text{Ec. 40}]$$

Donde:

k = Constante a corregir (d^{-1})

Θ = Factor de corrección

T = Temperatura de la mezcla (°C)

En la Tabla 7, se muestran los valores de Θ comúnmente utilizados que proporciona la literatura para el modelamiento de la calidad del agua.

Tabla 7. Valores de Θ para las correcciones por temperatura.

Θ	Reacción
1,024	Reaireación
1,047	Descomposición de la DBO
1,08	Demanda de oxígeno del sedimento

Fuente: Chapra (2008).

5.5. Calibración

Para la calibración del modelo matemático, en primera instancia se realizó un análisis de sensibilidad, posteriormente se ajustó las constantes cinéticas para disminuir el error y obtener un modelo más preciso, en los apartados subsiguientes se describe lo realizado.

5.5.1. Análisis de sensibilidad

La manera más eficiente de ajustar el modelo, es identificar previamente que constantes son las más importantes o influyentes, para lo cual se realizó un análisis de sensibilidad. Este proceso se hizo variando en $\pm 10\%$ las constantes de: desoxigenación (k'_1), nitrificación (k_n), reaeración (k'_2) y semisaturación (k_s), a partir de esta variación se observó cómo influyen en los resultados y por ende las constantes que deben ajustarse en primera instancia.

5.5.2. Ajuste del modelo

En el ajuste se consideró los valores promedio de los puntos de control obtenidos durante las tres campañas de muestreo, a partir de los cuáles se verificó si los valores de salida del modelo coinciden con los valores medidos. El error aceptado para este tipo de modelos, según la literatura es del 10%, por lo que, es necesario realizar ajustes a los coeficientes y constantes cinéticas (Sierra, 2011). Aunque existen procedimientos automatizados como el método Monte Carlo, por practicidad en la presente investigación se realizó la calibración por ensayo y error.

Las constantes cinéticas poseen rangos ampliamente estudiados por la literatura, determinados según el tipo de corriente, por lo que se basó en ellos para la calibración (Tabla 8) (Pazmiño, 2020; Rivera, 2015).

Tabla 8. Rangos típicos de las constantes cinéticas.

Constante	Tipo de corriente	Valor
k'_1 (d^{-1})	Corrientes someras	0,50 – 3,00
k'_1 (d^{-1})	Ríos contaminados	0,10 – 0,25
k'_2 (d^{-1})	Corrientes rápidas	0,69 – 1,15
k_n (d^{-1})	Corrientes poco profundas	0,1 - 0,5

Fuente: Pazmiño (2020).

La bondad de ajuste se puede establecer subjetivamente mediante una evaluación visual, sin embargo, existen enfoques objetivos para cuantificar el error, en este estudio se utilizó la fórmula propuesta por Ji, (2008), dado que el error relativo de la raíz media cuadrática (RRE) es uno de los enfoques más robustos y utilizados en modelos de calidad del agua.

$$RRE = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N (O^n - P^n)^2}}{O_{max} - O_{min}} * 100 \quad [Ec. 41]$$

Donde:

N = Número de observaciones

O^n = Valores observados

P^n = Valores predichos

O_{\max} = Valor máximo de las observaciones

O_{\min} = Valor mínimo de las observaciones

6. Resultados

6.1. Resultados de la línea base

En esta sección se detallan los resultados obtenidos del levantamiento de la línea base, primeramente se muestran los puntos de monitoreo establecidos a lo largo del tramo Dos Puentes – La Tebaida, seguidamente los caudales obtenidos tanto de los vertidos y quebradas como de los puntos de control, por último, los resultados de los parámetros in situ y ex situ producto de las tres campañas de muestreo.

6.1.1. Resultados de la identificación y selección de puntos de interés

Se identificaron 30 puntos, sin embargo, algunos fueron descartados utilizando balances de masa, a partir de los parámetros y caudales medidos, por lo tanto, se seleccionaron 19 descargas de aguas, de las cuales 6 son vertidos de aguas residuales y 13 son quebradas, además de 4 puntos de control y 4 azudes distribuidos a lo largo del tramo de estudio, el cual tiene una longitud aproximada de 8,1 km (Figura 3). Todos los 30 puntos identificados inicialmente se encuentran detallados en el Anexo 1.

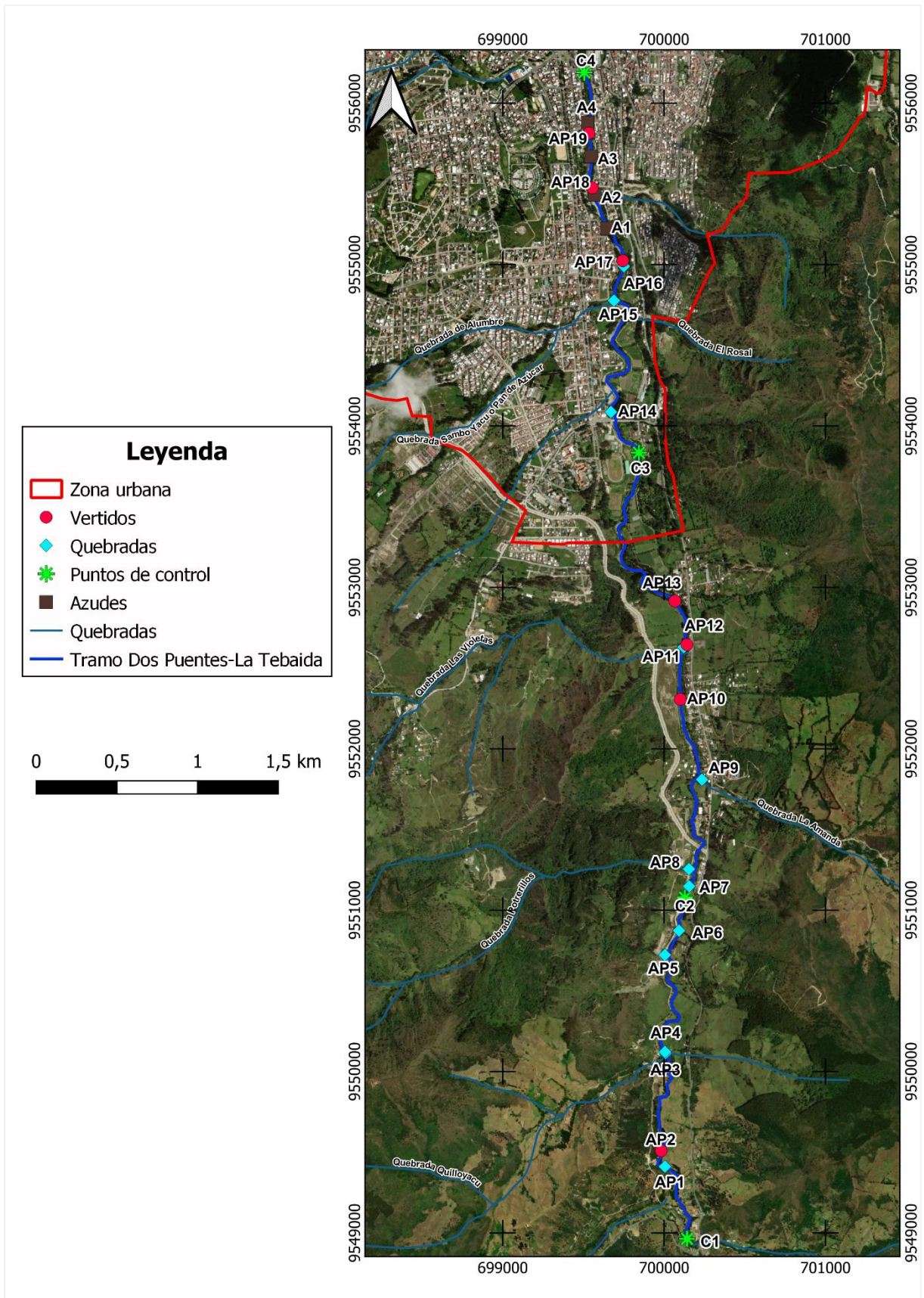


Figura 3. Mapa de puntos de interés Tramo Dos Puentes - La Tebaida.

En la Tabla 9 se muestra la georreferenciación de los puntos de interés seleccionados, adicionalmente se indica la distancia en relación al punto inicial.

Tabla 9. Puntos de interés seleccionados para el tramo Dos Puentes-La Tebaida.

Punto	Tipo	Distancia (m)	Altitud (m)	Coordenadas UTM
C1	Control: Dos Puentes	0	2263	17 M 700142 9548964
AP1	Quebrada	323	2253	17 M 700005 9549411
AP2	Vertido	461	2251	17 M 699982 9549509
AP3	Quebrada Quilloyacú	1230	2218	17 M 700008 9550114
AP4	Quebrada	1237	2217	17 M 700006 9550122
AP5	Quebrada	1960	2217	17 M 700005 9550722
AP6	Quebrada	2125	2193	17 M 700092 9550873
C2	Control: Desvío vía Loja	2343	2192	17 M 700129 9551078
AP7	Quebrada	2420	2188	17 M 700156 9551148
AP8	Quebrada Potrerillos	2527	2186	17 M 700154 9551255
AP9	Quebrada Namanda	3149	2163	17 M 700235 9551809
AP10	Vertido	3655	2163	17 M 700101 9552307
AP11	Quebrada	3981	2135	17 M 700122 9552630
AP12	Vertido	4002	2138	17 M 700141 9552646
AP13	Quebrada	4292	2158	17 M 700067 9552916
C3	Control: UNL	5474	2138	17 M 699844 9553835
AP14	Quebrada Cate	5803	2128	17 M 699670 9554087
AP15	Quebrada Alumbre/Pan de Azúcar	6698	2110	17 M 699689 9554777
AP16	Quebrada	6917	2120	17 M 699750 9554990
AP17	Vertido	6947	2097	17 M 699744 9555024
A1	Azud	7172	2101	17 M 699647 9555223
A2	Azud	7397	2098	17 M 699570 9555433
AP18	Vertido	7453	2099	17 M 699555 9555476
A3	Azud	7652	2096	17 M 699548 9555670
AP19	Vertido	7796	2092	17 M 699534 9555815
A4	Azud	7876	2093	17 M 699527 9555880
C4	Control: La Tebaida	8177	2089	17 M 699505 9556191

6.1.2. Resultados de las campañas de muestreo

6.1.2.1. Caudales. En los vertidos y quebradas, los puntos AP3, AP9 y AP15 presentan los mayores caudales, superando los 20 l/s, destacándose el punto AP9 correspondiente a la quebrada Namanda, la cuál es el afluente de mayor aporte con 56,37, 74,24 y 71,19 l/s registrados durante los tres muestreos, figura 4 (A). Por otra parte, existen puntos en los que se obtuvo un bajo caudal, principalmente el AP2, AP5, AP6, AP10, AP12 y AP13 cuyos valores no superaron los 0,5 l/s, figura 4 (B).

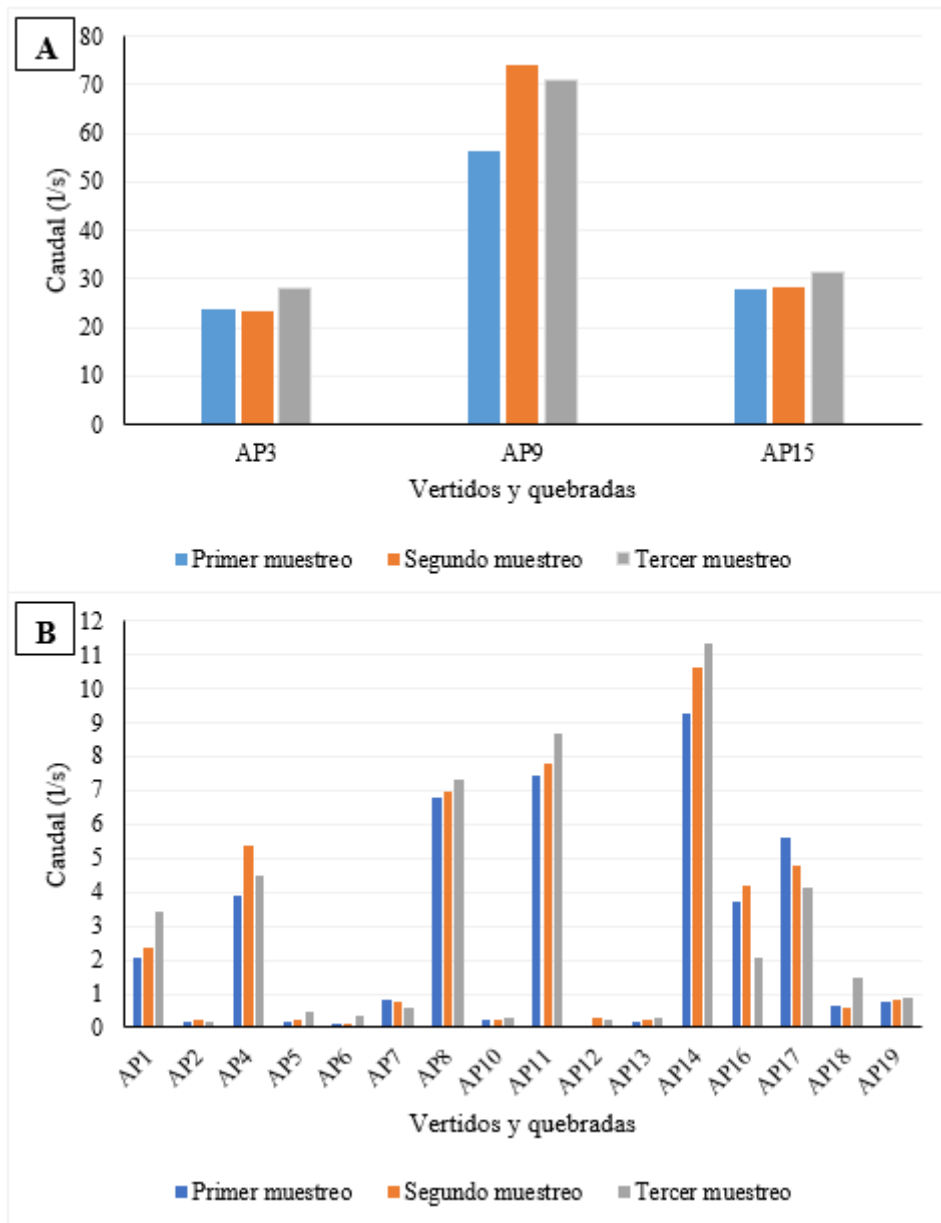


Figura 4. Caudal de vertidos y quebradas durante los tres muestreos.

En cuanto a los caudales en los puntos de control durante los tres muestreos. Existe un aumento en cada punto (C1, C2, C3 y C4). Además, se registró una variación entre los tres muestreos, principalmente en los puntos C3 y C4 (Figura 5).

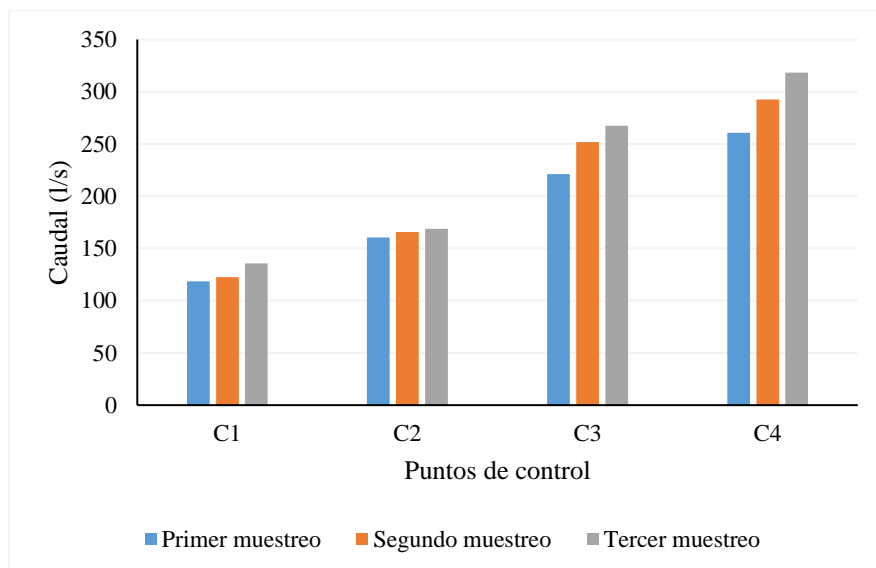


Figura 5. Caudal de los puntos de control durante los tres muestreos.

Los datos promedio obtenidos de la medición de caudales tanto de vertidos y quebradas como de los puntos de control en el tramo Dos Puentes - La Tebaida, se presentan en la Tabla 10.

Tabla 10. Caudales promedio de todos los puntos de muestreo.

Punto	Tipo	Caudal medio (l/s)
C1	Control: Dos Puentes	125,55
AP1	Quebrada	2,61
AP2	Vertido	0,20
AP3	Quebrada Quilloyacu	25,14
AP4	Quebrada	4,58
AP5	Quebrada	0,28
AP6	Quebrada	0,21
C2	Control: Desvio vía Loja	165,05
AP7	Quebrada	0,73
AP8	Quebrada	7,03
AP9	Quebrada Namanda	67,27
AP10	Vertido	0,26
AP11	Quebrada	7,98
AP12	Vertido	0,18
AP13	Quebrada	0,24
C3	Control: UNL	246,78
AP14	Quebrada Cate	10,42
AP15	Quebrada Pan de Azúcar/Alumbre	29,26
AP16	Quebrada	3,32
AP17	Vertido	4,84
AP18	Vertido	0,92
AP19	Vertido	0,83

C4	Control: La Tebaida	290,49
----	---------------------	--------

En promedio los efluentes que contribuyen de manera significativa al río Malacatos son el AP3 con un caudal de 25,14 l/s (quebrada Quilloyacu), el AP9 con 67,26 l/s (quebrada Namanda) y el AP15 con 29,26 l/s (unión de las quebradas Alumbre y Pan de Azúcar). Los caudales promedio de los puntos de control ubicados en el cauce principal, presentaron un caudal inicial (C1) de 125,55 l/s y un caudal final (C4) de 290,49 l/s (Tabla 10).

6.1.2.2. Hidráulica del río. Los datos de velocidad y profundidad del río Malacatos, reflejaron velocidades entre 0,24 a 0,52 m/s, por su parte la profundidad varía entre 0,18 a 0,27 m, siendo esta última la profundidad más frecuentemente encontrada en el tramo en estudio (Tabla 11).

Tabla 11. Datos de velocidad y profundidad del tramo Dos Puentes – La Tebaida.

Distancia (km)	Velocidad (m/s)	Profundidad (m)
0	0,24	0,18
1	0,39	0,20
2	0,50	0,27
3	0,52	0,27
4	0,51	0,27
5	0,51	0,24
6	0,49	0,26
7	0,39	0,25

Previo al modelamiento matemático se obtuvieron los datos de los azudes, los cuáles están ubicados en la parte final del tramo, siendo el azud 3 el más importante con una altura de 3,20 m (Tabla 12).

Tabla 12. Datos de azudes en el tramo Dos Puentes – La Tebaida.

Azud	Distancia (km)	Tipo de azud	Altura (m)
Azud 1	7,17	Paso regular plano de cresta	2,85
Azud 2	7,39	Cara vertical plana de cresta ancha	2,36
Azud 3	7,65	Cara vertical plana de cresta ancha	3,20
Azud 4	7,87	Paso regular plano de cresta	1,00

6.1.2.3. Resultados de los parámetros in situ. Durante las tres campañas de muestreo se determinaron los parámetros in situ de: oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, salinidad y pH. A continuación, los resultados de cada uno de estos parámetros:

a) Oxígeno disuelto: En los vertidos y quebradas, las concentraciones de OD presentan una tendencia decreciente a partir del punto AP10. Durante el tercer muestreo, se registró el valor máximo de OD en el punto AP9, alcanzando 9,36 mg/l mientras que, el valor mínimo se

obtuvo en el punto AP14 durante el segundo muestreo, con una concentración de 2,83 mg/l (Figura 6).

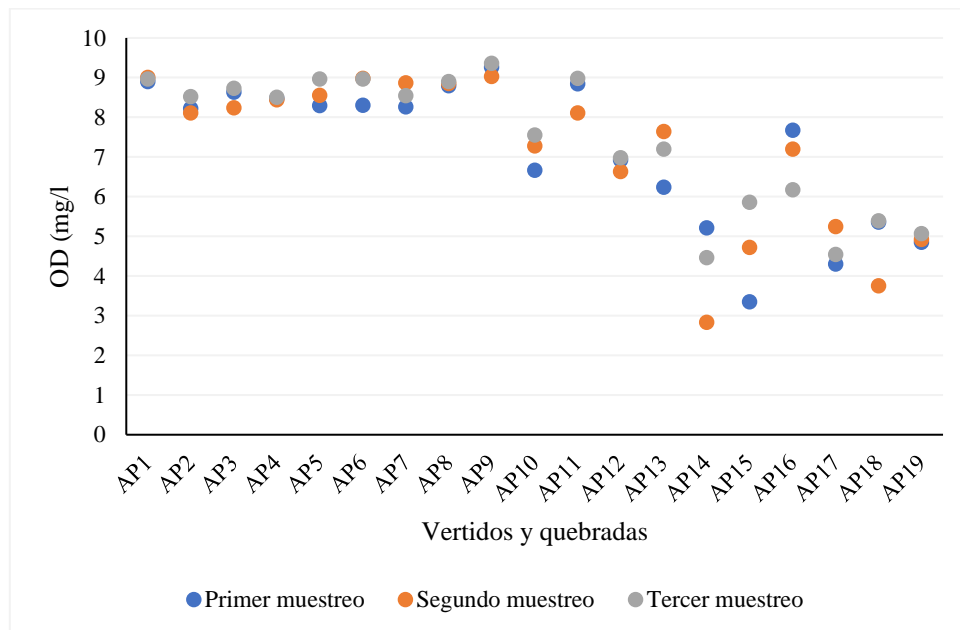


Figura 6. Oxígeno disuelto de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.

En los puntos de control, durante el tercer muestreo se registraron los valores más altos de oxígeno disuelto. Además, se observa una tendencia de disminución en la concentración de OD aguas abajo durante los tres muestreos (Figura 7).

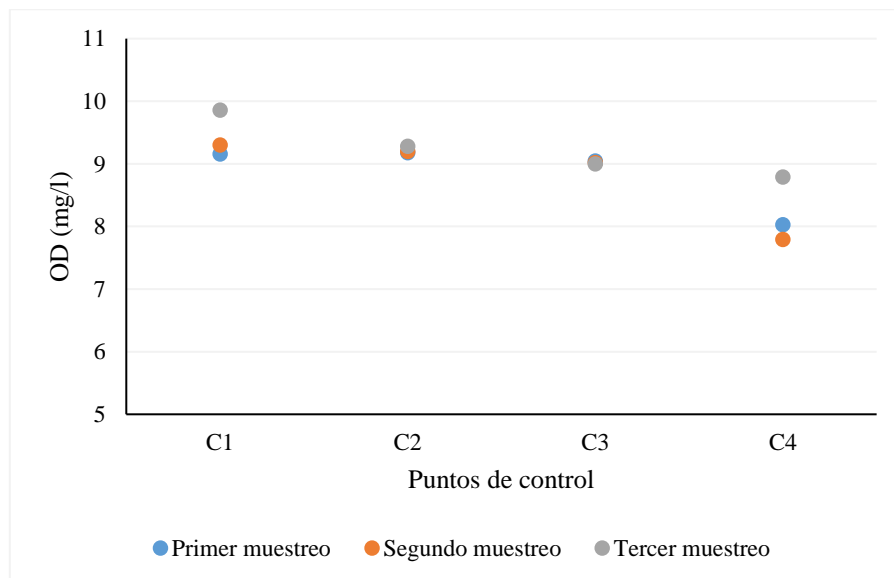


Figura 7. Oxígeno disuelto de los puntos de control durante los tres muestreos.

b) Temperatura: La temperatura de los vertidos y quebradas oscila entre 13 y 24 °C. Además, se evidencia una notable diferencia en los puntos AP7 y AP12 durante el segundo muestreo en comparación con los demás muestreos (Figura 8).

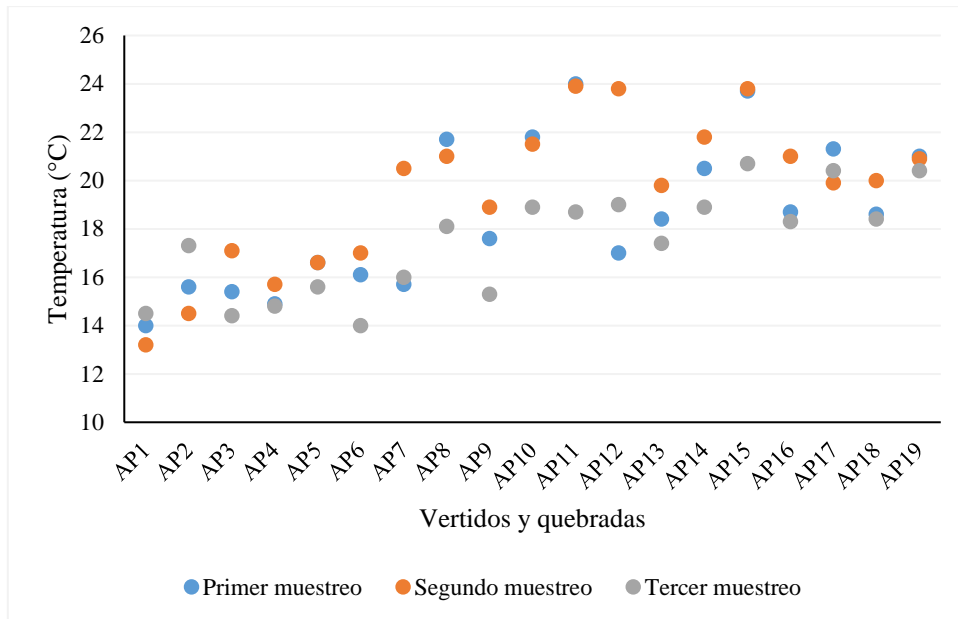


Figura 8. Temperatura de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.

En los puntos de control, durante el tercer muestreo se registraron temperaturas más bajas en comparación con los muestreos anteriores (Figura 9). El punto C1 presentó la temperatura mínima registrada, alcanzando 13,3 °C. Por otro lado, la temperatura máxima se obtuvo en el punto C3 durante el primer muestreo, siendo de 23,5 °C.

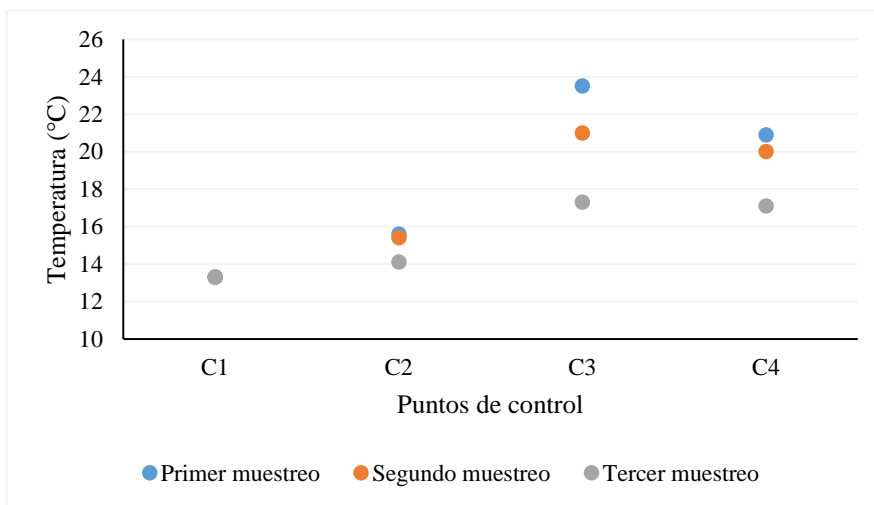


Figura 9. Temperatura de los puntos de control durante los tres muestreos.

c) Conductividad: En los vertidos y quebradas, a partir del punto AP14 se registró de manera continua los valores más altos de conductividad. Por otro lado, no se aprecia una diferencia notoria entre los valores obtenidos durante los tres muestreos, a excepción del punto AP12, donde en el segundo muestreo se obtuvo un valor más alto en comparación con los muestreos 1 y 3. Además, es relevante destacar que el punto AP12 presentó el valor máximo

de conductividad alcanzando 817 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que el valor mínimo se obtuvo en el punto AP9 durante el segundo muestreo con 48,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 10).

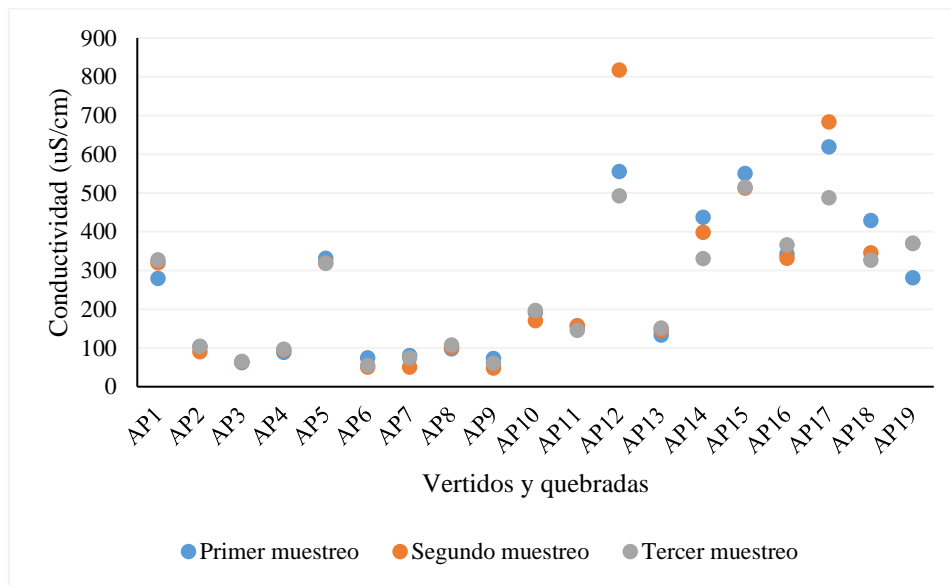


Figura 10. Conductividad de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.

Respecto a los valores de conductividad de los puntos de control, se evidencia que tiende a incrementar aguas abajo, además se observa que durante el segundo muestreo se obtuvieron los valores más bajos en comparación con los otros muestreos. El valor máximo se registró en el punto C4 con 175 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 11).

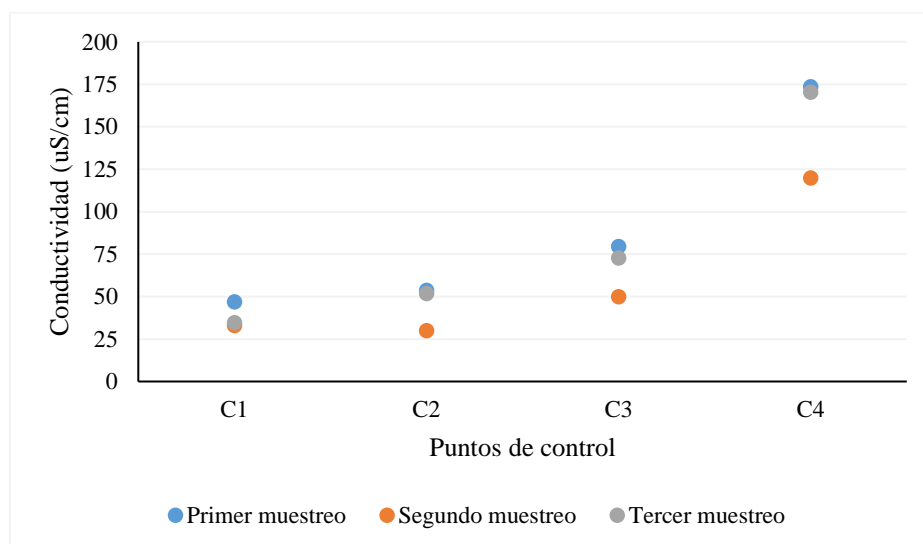


Figura 11. Conductividad de los puntos de control durante los tres muestreos.

d) Salinidad: En la mayoría de vertidos y quebradas no se registró presencia de sal, sin embargo, desde el punto AP14 se obtuvo concentraciones de sal en todos los vertidos subsiguientes, con valores entre 0,1 y 0,2 (Figura 12). Es necesario señalar que en ninguno de los puntos de control ubicados en el río se registró concentraciones de sal.

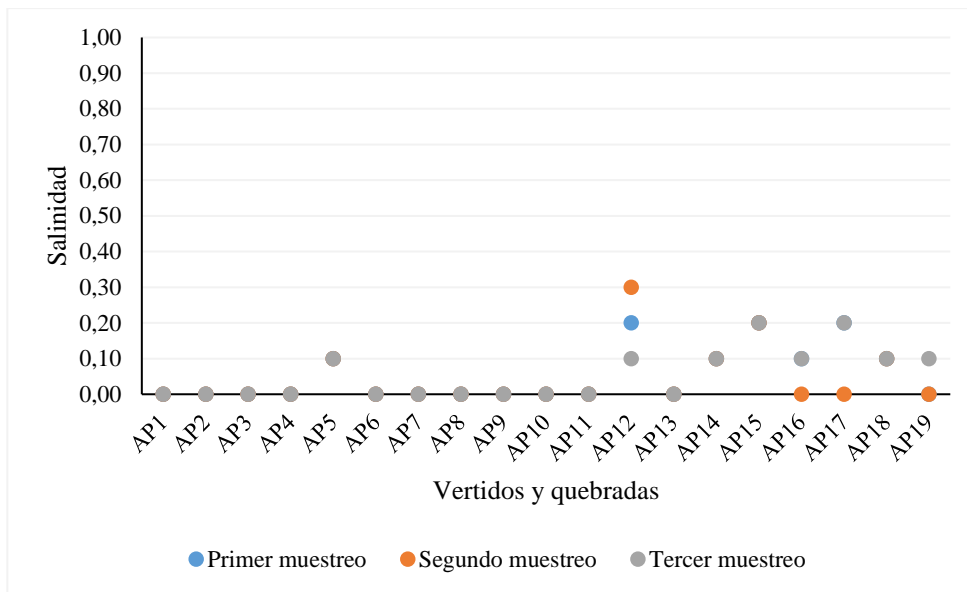


Figura 12. Salinidad de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.

e) pH: En vertidos y quebradas varía entre un valor neutro de 6,9 (AP5) y ligeramente alcalino de 8,7 (AP16). Además, durante el segundo muestreo, a partir del punto AP15 los valores de pH son notoriamente más altos en comparación con los demás muestreos (Figura 13).

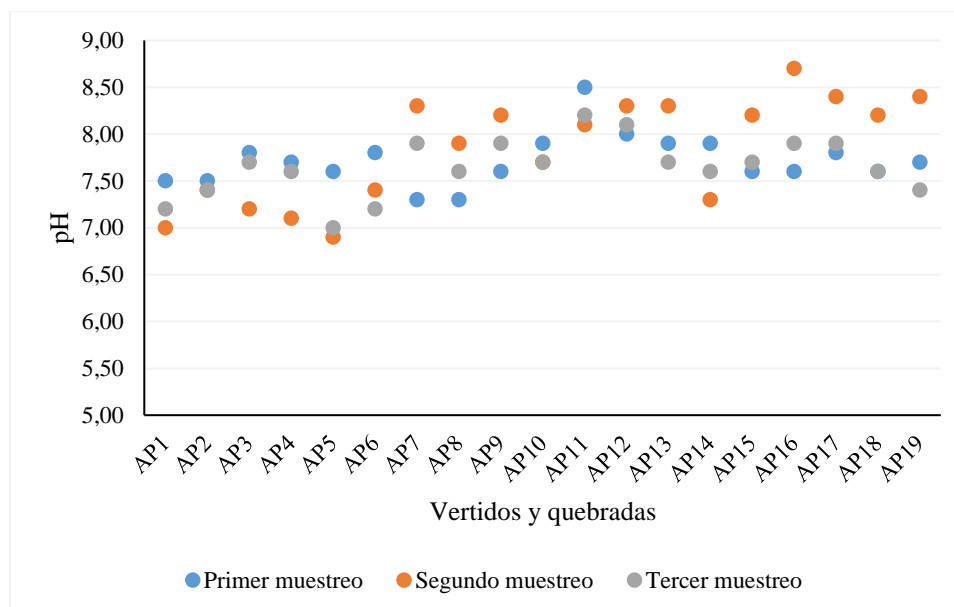


Figura 13. pH de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.

Los valores de pH de los puntos de control tienden a aumentar aguas abajo. Se registró un pH mínimo de 7 en el punto C1 durante el segundo muestreo y un valor máximo de 8,9 en el punto C3 durante el primer muestreo (Figura 14).

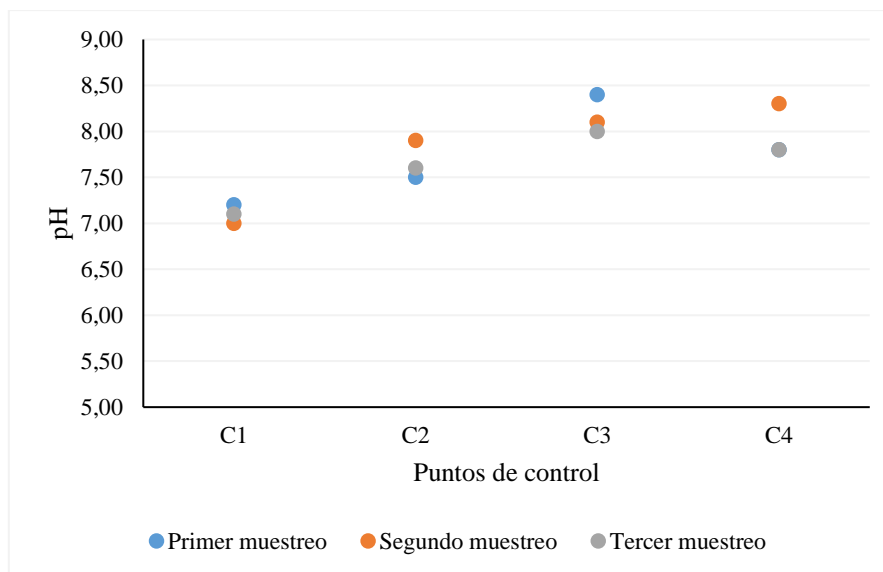


Figura 14. pH de los puntos de control durante los tres muestreos.

A continuación, se presentan los valores promedio de todos los parámetros in situ, tanto de vertidos y quebradas como de puntos de control.

Tabla 13. Valores promedio de los parámetros in situ.

Punto	Tipo	Parámetros analizados				
		Oxígeno disuelto (mg/l)	Temperatura (°C)	Conductividad (µS/cm)	Sal	pH
C1	Control: Dos Puentes	9,44	13,30	38,27	0,00	7,10
AP1	Quebrada	8,95	13,90	308,67	0,00	7,23
AP2	Vertido	8,28	15,80	98,97	0,00	7,43
AP3	Quebrada Quilloyacú	8,53	15,63	63,67	0,00	7,57
AP4	Quebrada	8,47	15,13	93,10	0,00	7,47
AP5	Quebrada	8,60	16,27	323,00	0,10	7,17
AP6	Quebrada	8,75	15,70	59,67	0,00	7,47
C2	Control: Desvío vía Loja	9,23	15,03	45,20	0,00	7,67
AP7	Quebrada	8,56	17,40	68,20	0,00	7,83
AP8	Quebrada Potrerillos	8,85	20,27	102,30	0,00	7,60
AP9	Quebrada Namanda	9,23	17,27	60,30	0,00	7,90
AP10	Vertido	7,16	20,73	185,93	0,00	7,77
AP11	Quebrada Las Violetas	8,64	22,20	152,90	0,00	8,27
AP12	Vertido	6,84	19,93	621,33	0,20	8,13
AP13	Quebrada	7,03	18,53	143,37	0,00	7,97
C3	Control: UNL	9,01	20,60	67,47	0,00	8,17
AP14	Quebrada Cate	4,17	20,40	388,33	0,10	7,60

Punto	Tipo	Parámetros analizados				
		Oxígeno disuelto (mg/l)	Temperatura (°C)	Conductividad (µS/cm)	Sal	pH
AP15	Quebrada Pan de Azúcar/Alumbre	4,64	22,73	525,67	0,20	7,83
AP16	Quebrada	7,01	19,33	346,33	0,07	8,07
AP17	Vertido	4,69	20,53	596,33	0,13	8,03
AP18	Vertido	4,83	19,00	366,67	0,10	7,80
AP19	Vertido	4,95	20,77	340,00	0,03	7,83
C4	Control: La Tebaida	8,20	19,33	154,73	0,00	7,97

En relación a los vertidos y quebradas, en la Tabla 13 se observa que en promedio los puntos AP14, AP15, AP17, AP18 y AP19 presentan los menores valores de oxígeno disuelto, con concentraciones inferiores a los 5 mg/l. En contraste, los puntos AP1, AP8 y AP9 exhiben los valores más altos, oscilando entre 8,85 y 9,23 mg/l.

En cuanto a la temperatura, el punto AP15 presenta la temperatura más alta con 22,73 °C. Por otro lado, los puntos AP12 y AP15 registraron los valores más altos de conductividad con 621,33 y 525,67 µS/cm respectivamente. Por su parte, el pH se mantiene ligeramente alcalino, oscilando entre 7,17 y 8,27.

En los puntos de control, se puede evidenciar una disminución de los valores de OD aguas abajo, en el punto inicial (C1) el valor de OD fue de 9,44 mg/l, mientras que en el punto final del tramo (C4), se registró un valor de 8,20 mg/l. Por otro lado, la temperatura, conductividad y pH tienden a aumentar aguas abajo en el tramo de estudio.

6.1.2.4. Resultados de los parámetros ex situ. Durante los tres muestreos se midieron los parámetros ex situ de: Turbidez, DQO, DBO y NH₄⁺. A continuación, se detallan los resultados por parámetro durante los tres muestreos:

a) Turbidez: Los valores más altos de turbidez se obtuvieron en el punto AP10, además, desde el punto AP12 la turbidez tiende a aumentar continuamente. El valor máximo de turbidez fue de 626 NTU en el punto AP10 durante el primer muestreo, mientras que el valor mínimo fue de 2,17 NTU en el punto AP9 durante el tercer muestreo (Figura 15).

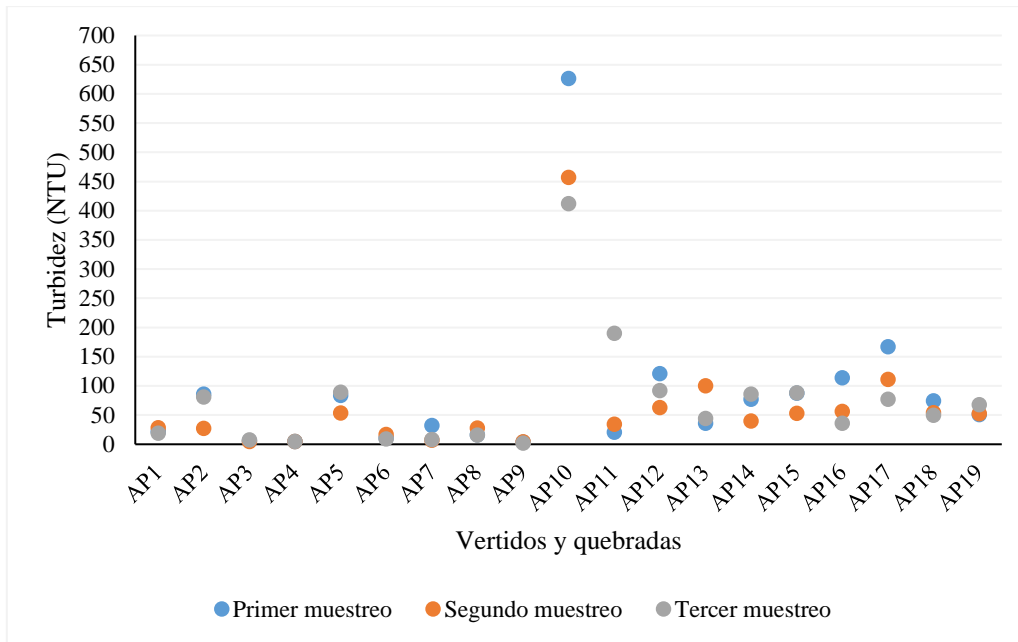


Figura 15. Turbidez de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.

Los valores de turbidez en los puntos de control tienden a aumentar aguas abajo, siendo 8,49 NTU el promedio en el tramo de estudio, por otro lado, en el punto C2 se observa un valor atípico, bastante superior a los muestreos anteriores con 21,1 NTU.

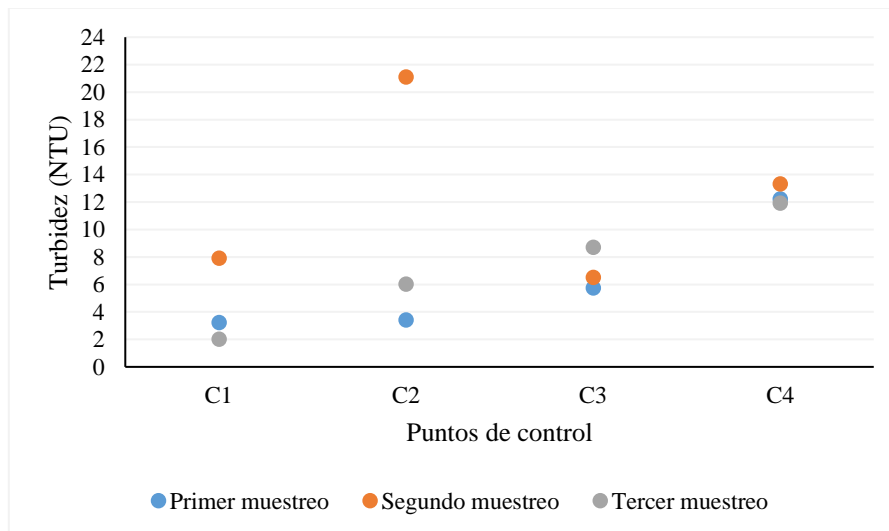


Figura 16. Turbidez de los puntos de control durante los tres muestreos.

b) DQO: Los valores de DQO de vertidos y quebradas obtenidos durante los tres muestreos, reflejan que a partir del punto AP12 se presentan concentraciones más altas, siendo el AP17 el que registró el valor máximo con 563 mg/l, mientras que el punto AP4 presentó el valor mínimo con 6 mg/l, obtenido en el primer muestreo (Figura 17).

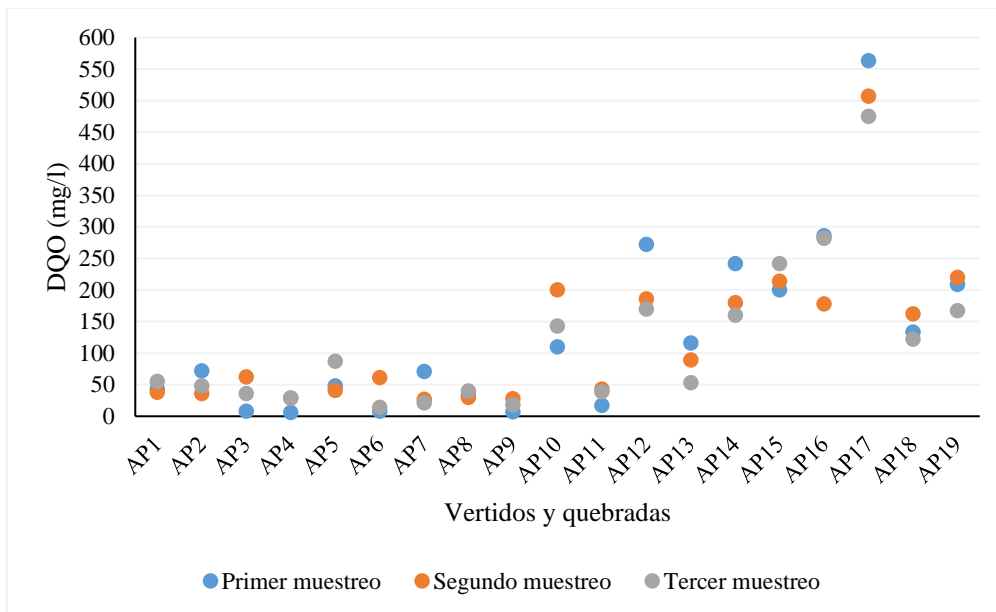


Figura 17. DQO de los vertido y quebradas durante los tres muestreos.

En los puntos de control, durante el primer muestreo se obtuvieron valores de DQO más bajos, además se puede evidenciar que en el punto C2 existe un mayor variación de concentración entre los muestreos, por otro lado, el punto C4 presentó los valores más altos, siendo 65 mg/l el valor máximo obtenido en el tercer muestreo (Figura 18).

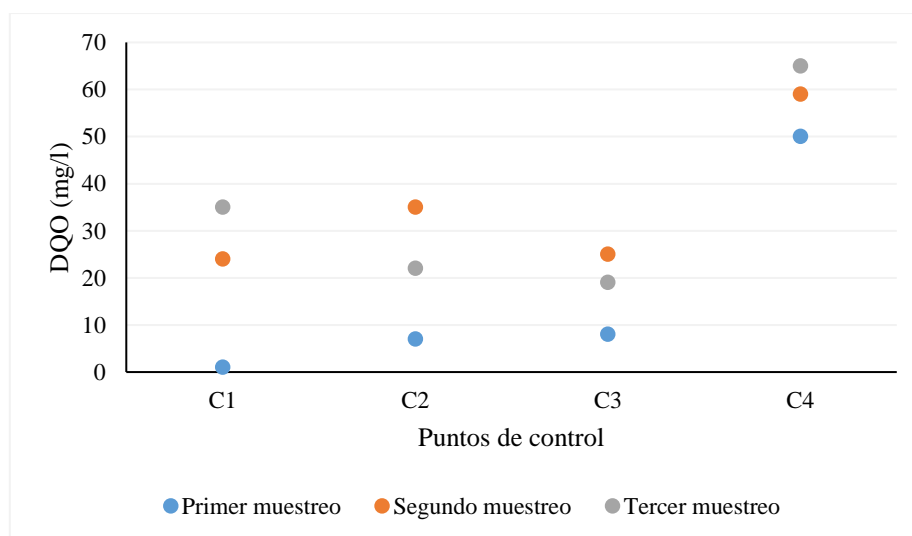


Figura 18. DQO de los puntos de control durante los tres muestreos.

La relación DBO_5/DQO obtenida es de 0,65 (Tabla 14). Por lo tanto, se asumió dicha relación para obtener los valores de la DBO de todos los puntos de monitoreo mediante la ecuación 42. Es necesario señalar que la DBO al obtenerse como una relación, sigue las mismas características de distribución que la DQO.

$$DBO_5 = DQO * 0,65 \quad [Ec. 42]$$

Tabla 14. Relación DBO₅/DQO.

N° Muestreo	Punto	DBO ₅	DQO	Relación DBO ₅ /DQO
1	AP5	33,80	48,00	0,70
1	AP15	115,00	200,00	0,58
2	AP14	116,00	180,00	0,64
2	AP15	141,00	214,00	0,66
2	AP17	330,00	507,00	0,65
3	AP17	308,00	475,00	0,65
			Media	0,65

c) NH₄⁺: En relación a los valores de NH₄⁺ de los vertidos y quebradas, se evidencia que los primeros puntos del tramo (AP1 – AP9), presentan bajas concentraciones alrededor de 0,09 a 1,59 mg/l, sin embargo, desde el punto AP14 la concentración tiende a aumentar en los vertidos subsiguientes, siendo el AP17 el punto con mayor concentración durante los tres muestreos, con un valor máximo de 41,2 mg/l obtenido durante el segundo muestreo (Figura 19).

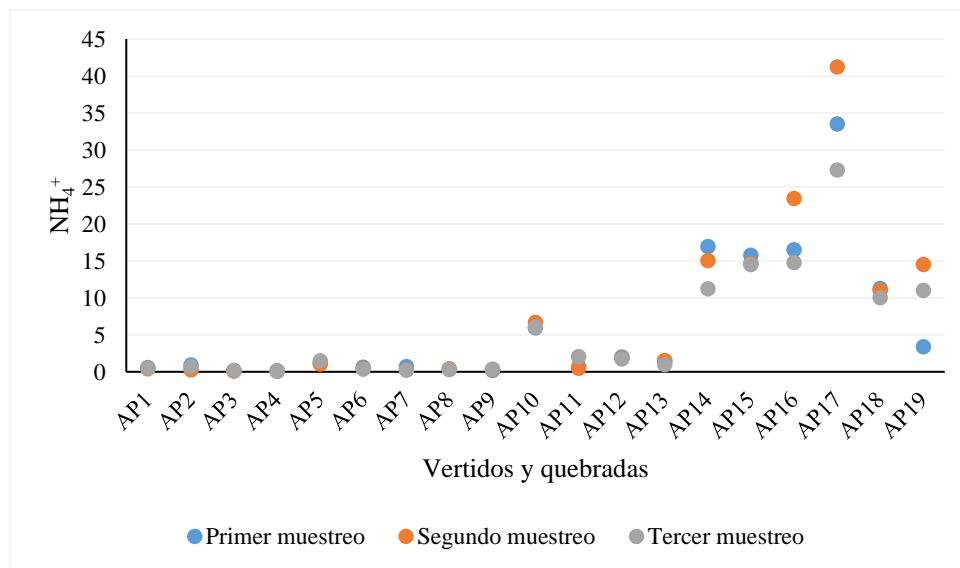


Figura 19. Nitrógeno amoniacal de los vertidos y quebradas durante los tres muestreos.

Los valores de NH₄⁺ en los puntos de control, muestran que la concentración en los puntos C1, C2 y C3 es bastante baja, oscila entre 0,15 a 0,46 mg/l, sin embargo, en el punto final (C4), los valores incrementaron, siendo 3,3 mg/l el valor máximo (Figura 20).

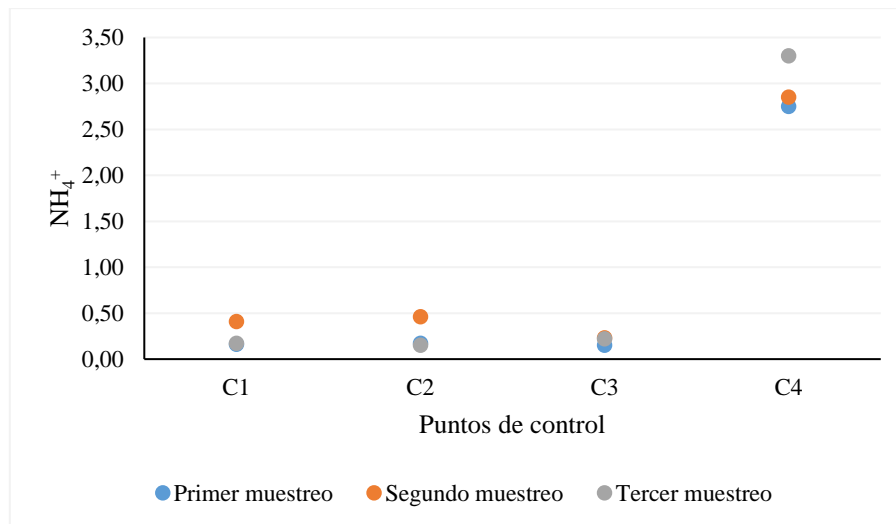


Figura 20. Nitrógeno amoniacal de los puntos de control durante los tres muestreos.

Se obtuvieron los valores promedio de los parámetros ex situ, estos valores tanto para vertidos y quebradas, como para los puntos de control se muestran en la Tabla 15.

Tabla 15. Valores promedio de los parámetros ex situ.

Punto	Tipo	Parámetros analizados			
		Turbidez (NTU)	Demanda química de oxígeno (mg/l)	Demanda bioquímica de oxígeno (mg/l)	Nitrógeno amoniacal (mg/l)
C1	Control: Dos Puentes	4,37	20,00	13,30	0,25
AP1	Quebrada	22,90	45,00	29,50	0,47
AP2	Vertido	64,63	52,00	33,80	0,60
AP3	Quebrada Quilloyacú	5,95	35,00	23,00	0,13
AP4	Quebrada	4,57	21,00	13,90	0,07
AP5	Quebrada	75,40	59,00	38,10	1,22
AP6	Quebrada	12,19	28,00	18,00	0,45
C2	Control: Desvío vía Loja	10,17	21,00	13,87	0,26
AP7	Quebrada	15,71	40,00	25,80	0,37
AP8	Quebrada Potrerillos	19,90	34,00	22,30	0,33
AP9	Quebrada Namanda	3,44	18,00	11,50	0,26
AP10	Vertido	498,30	151,00	98,20	6,19
AP11	Quebrada Las Violetas	81,63	33,00	21,50	1,04
AP12	Vertido	91,90	209,00	136,10	1,85
AP13	Quebrada	59,87	86,00	55,90	1,28
C3	Control: UNL	6,97	17,00	11,56	0,20
AP14	Quebrada Cate	67,77	194,00	126,10	14,37
AP15	Quebrada Pan de Azúcar/Alumbre	76,13	219,00	142,10	14,95
AP16	Quebrada	68,67	249,00	161,60	18,22

Punto	Tipo	Parámetros analizados			
		Turbidez (NTU)	Demanda química de oxígeno (mg/l)	Demanda bioquímica de oxígeno (mg/l)	Nitrógeno amoniacal (mg/l)
AP17	Vertido	118,27	515,00	334,80	33,98
AP18	Vertido	59,27	139,00	90,40	10,77
AP19	Vertido	56,97	199,00	129,10	9,62
C4	Control: La Tebaida	12,47	56,00	37,62	2,96

En la Tabla 15 se puede evidenciar que en los vertidos y quebradas, en promedio se registró una alta turbidez, especialmente en el punto AP10 con 498,30 NTU, mientras que la quebrada Quilloyacu y Namanda presentan los valores más bajos. El punto de menor concentración de contaminantes es la quebrada Namanda ya que presenta las más bajas concentraciones de DQO y DBO (18 y 11,50 mg/l respectivamente) además 0,26 mg/l de NH_4^+ , por otra parte, el punto más contaminado es el AP17 que corresponde a un vertido de aguas residuales, en el cuál se registró una DQO de 515 mg/l, 334,80 mg/l de DBO y 33,98 de NH_4^+ .

Los puntos AP12, AP15, AP16 y AP17 superan el límite máximo de 200 mg/l de DQO, establecidos en la normativa nacional, además sumado a estos puntos, el AP14 y AP19 incumplen con el límite de 100 mg/l de DBO. En cuanto al NH_4^+ , solo el punto AP17 supera los límites máximos permisibles.

En los puntos de control, únicamente el punto final (C4) no cumple con los criterios establecidos para la preservación de la vida acuática en cuerpos de agua dulce, se registró un promedio de 56 mg/l de DQO, superando el límite de 40 mg/l. Además, se obtuvo un valor de 37,62 mg/l de DBO, el cual excede los 20 mg/l establecidos como criterio en la normativa.

6.2. Modelamiento matemático

En la presente sección se describen los resultados del modelamiento matemático. Primeramente se detalla la segmentación de la corriente en subtramos, posteriormente se muestran las condiciones iniciales, seguidamente las cinéticas y finalmente se añade el resultado de la modelación para todo el tramo Dos Puentes – La Tebaida mediante gráficas para los tres parámetros modelados.

6.2.1. Segmentación

En la segmentación, cada vertido quebrada y azud conforman un nuevo subtramo dado que cambian las condiciones iniciales. El esquema de segmentación desarrollado consta de 23 subtramos, siendo el subtramo 3 el de menor longitud con 7 m, mientras que el 13 presenta la

mayor longitud 1511 m aproximadamente, además los subtramos 18, 19, 21 y 23 se encuentran delimitados por la presencia de azudes (Figura 21).

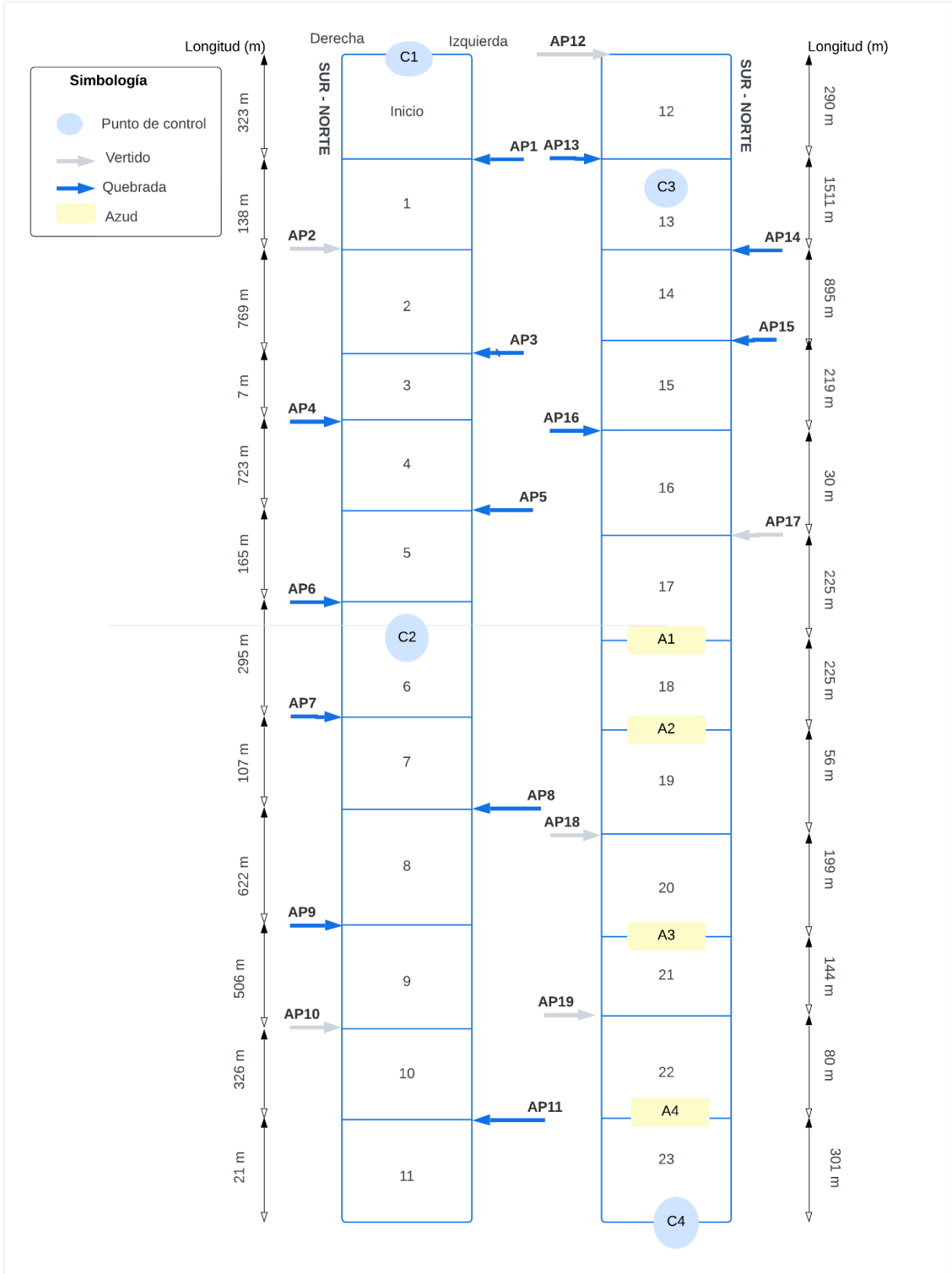


Figura 21. Diagrama de segmentación para el tramo Dos Puentes - La Tebaida.

6.2.2. Condiciones iniciales

En el subtramo 15 se obtienen los valores iniciales más altos de materia orgánica y nitrógeno amoniacal. Por otra parte, en los subtramos con presencia de azudes las condiciones son las mismas que el subtramo anterior, exceptuando el oxígeno disuelto, mismo que se calculó conforme el apartado 5.4.4. descrito en la metodología (Tabla 16).

Tabla 16. Condiciones iniciales para el tramo Dos Puentes - La Tebaida.

Subtramo	Punto	Q ₀ (l/s)	T ₀ (°C)	L ₀ (mg/l)	[NH ₄ ⁺] ₀ (mg/l)	[O ₂] ₀ (mg/l)
1	AP1	128,17	13,31	13,62	0,25	9,43
2	AP2	128,37	13,32	13,65	0,25	9,43
3	AP3	153,50	13,70	15,15	0,23	9,29
4	AP4	158,13	13,74	15,11	0,23	9,27
5	AP5	158,42	13,74	15,14	0,23	9,27
6	AP6	158,63	13,74	15,14	0,23	9,27
7	AP7	159,35	13,76	15,18	0,23	9,26
8	AP8	166,38	14,04	15,48	0,23	9,24
9	AP9	233,68	14,97	14,32	0,24	9,23
10	AP10	233,94	14,97	14,41	0,25	9,21
11	AP11	241,92	15,21	14,63	0,27	9,19
12	AP12	242,10	15,21	14,72	0,27	9,21
13	AP13	242,34	15,22	14,75	0,27	9,21
14	AP14	252,76	15,43	19,34	0,86	8,99
15	AP15	282,01	16,19	32,05	2,32	8,51
16	AP16	285,33	16,23	33,55	2,50	8,48
17	AP17	290,11	16,30	38,51	3,02	8,41
18	A1	290,11	16,30	38,51	3,02	8,17
19	A2	290,11	16,30	38,51	3,02	7,99
20	AP18	291,02	16,31	38,62	3,04	7,96
21	A3	291,02	16,31	38,62	3,04	7,85
22	AP19	291,85	16,32	37,96	3,06	7,81
23	A4	291,85	16,32	37,96	3,06	7,76

6.2.3. Constantes cinéticas

En relación a las cinéticas, las constantes k'_1 y k'_2 mantienen los mismos valores en la mayor parte de los subtramos, sin embargo, las constantes k_s y k_{nit} presentan valores cambiantes en la mayoría de los subtramos puesto que dependen de la concentración de materia orgánica y del nitrógeno amoniacal. Por otra parte, a partir del subtramo 15, los valores de todas las cinéticas tienden a incrementar (Tabla 17).

Tabla 17. Constantes cinéticas para el tramo Dos Puentes - La Tebaida.

Subtramos	k'_1 (d ⁻¹)	k'_2 (d ⁻¹)	k_{nit} (d ⁻¹)	k_s (mg/l d)	k_{snit} (mg/l d)
1	0,05	0,02	0,07	-0,37	-0,01
2	0,05	0,02	0,07	-0,37	-0,01
3	0,05	0,02	0,07	-0,36	-0,01
4	0,05	0,02	0,07	-0,36	-0,01
5	0,05	0,02	0,07	-0,36	-0,01
6	0,05	0,02	0,07	-0,38	-0,01
7	0,05	0,02	0,07	-0,38	-0,01
8	0,05	0,02	0,07	-0,38	-0,01
9	0,06	0,04	0,07	-0,45	-0,01
10	0,06	0,04	0,07	-0,45	-0,01
11	0,06	0,04	0,07	-0,47	-0,01
12	0,06	0,04	0,07	-0,48	-0,01
13	0,06	0,04	0,07	-0,48	-0,01
14	0,06	0,04	0,07	-0,58	-0,03
15	0,07	0,04	0,07	-1,11	-0,09
16	0,07	0,04	0,07	-1,16	-0,09
17	0,07	0,04	0,07	-1,34	-0,11
18	0,07	0,04	0,07	-1,38	-0,11
19	0,07	0,04	0,07	-1,38	-0,11
20	0,07	0,04	0,07	-1,40	-0,11
21	0,07	0,04	0,07	-1,38	-0,11
22	0,07	0,04	0,07	-1,39	-0,11
23	0,07	0,04	0,07	1,37	-0,11

6.2.4. Simulación de OD, NH₄⁺ y DBO

Las gráficas sin calibrar de OD (A), NH₄⁺ (B) y DBO (C) para el tramo Dos Puentes – La Tebaida, fueron obtenidas en la primera simulación del modelo. En general se obtuvo una buena aproximación entre las curvas simuladas y los datos medidos en los puntos de control, sin embargo, en el caso del oxígeno disuelto, existe una mayor diferencia entre lo calculado y lo medido, especialmente en el último punto del tramo (aproximadamente 0,5 mg/l) (Figura 22).

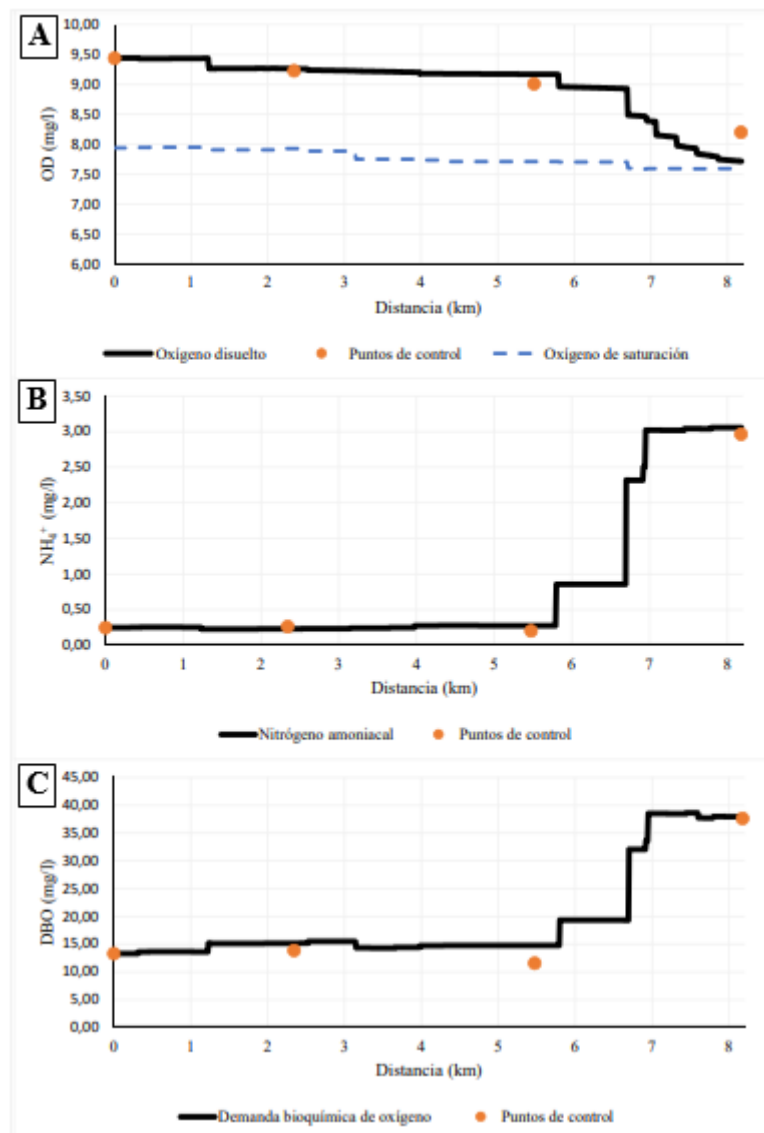


Figura 22. Gráficas de OD, NH_4^+ y DBO sin calibrar.

6.3. Calibración

En esta sección se presentan los resultados de la calibración del modelo. Se describen la variación de las constantes obtenidas en el análisis de sensibilidad, así como el ajuste del modelo y el cálculo del error obtenido.

6.3.1. Resultados del análisis de sensibilidad

Mediante el análisis de sensibilidad, se determinó que la constante de desoxigenación k'_1 tiene el mayor impacto en el modelo desarrollado, con una variación de 0,00766% y 0,00928%, seguida de la constante de nitrificación k_{nit} con 0,00230%. Por otro lado, las constantes de reaeración (k'_2) y semisaturación (k_s y k_{sn}) resultaron ser las menos influyentes (Tabla 18).

Tabla 18. Variación de las constantes cinéticas.

Constante	Variación (%)	
	+10%	-10%
k'_1 (d ⁻¹)	0,00766%	0,00928%
k'_2 (d ⁻¹)	0,00155%	0,00038%
k_{nit} (d ⁻¹)	0,00230%	0,00230%
k_s (mg/ l d)	0,00175%	0,00171%
k_{snit} (mg/ l d)	0,00002%	0,00002%

6.3.2. Resultados del ajuste del modelo

El modelo se ajustó a valores mayores de k'_1 y k_{nit} especialmente en la parte final del tramo de estudio (Tabla 19).

Tabla 19. Constantes cinéticas después de la calibración.

Subtramos	k'_1 (d ⁻¹)	k'_2 (d ⁻¹)	k_{nit} (d ⁻¹)	k_s (mg/ l d)	k_{snit} (mg/ l d)
1	0,05	0,02	0,07	-0,37	-0,01
2	0,05	0,02	0,07	-0,37	-0,01
3	0,05	0,02	0,07	-0,36	-0,01
4	0,05	0,02	0,07	-0,36	-0,01
5	0,05	0,02	0,07	-0,36	-0,01
6	0,05	0,02	0,07	-0,38	-0,01
7	0,05	0,02	0,07	-0,38	-0,01
8	0,05	0,02	0,07	-0,39	-0,01
9	0,06	0,04	0,07	-0,45	-0,01
10	0,06	0,04	0,07	-0,45	-0,01
11	0,06	0,04	0,07	-0,47	-0,01
12	0,07	0,04	0,07	-0,48	-0,01
13	0,60	0,04	0,07	-4,42	-0,01
14	0,06	0,03	0,07	-0,38	-0,03
15	1,20	0,04	0,10	-19,17	-0,15
16	0,07	0,04	0,10	-1,16	-0,15
17	0,07	0,04	0,10	-1,34	-0,15
18	0,65	0,04	0,10	-15,42	-0,15
19	0,60	0,04	0,10	-11,64	-0,15
20	0,08	0,04	0,10	-1,40	-0,15
21	0,08	0,04	0,10	-1,38	-0,15
22	0,08	0,04	0,10	-1,39	-0,15
23	0,08	0,05	0,10	1,37	-0,15

Según el error relativo de la media cuadrática (RRE) con el que se evaluó la bondad de ajuste, el OD presentó el mayor error con 9,98%, seguido de la DBO con 6,91% y finalmente el parámetro que menor error y por lo tanto mejor ajuste presenta es el NH_4^+ con 2,23% (Tabla 20).

Tabla 20. Error relativo de la media cuadrática (REE) para los parámetros modelados.

Punto	DBO (mg/l)		NH ₄ ⁺ (mg/l)		OD (mg/l)	
	Medido	Calculado	Medido	Calculado	Medido	Calculado
C1	13,30	13,30	0,25	0,25	9,44	9,44
C2	13,87	15,14	0,26	0,23	9,23	9,27
C3	11,56	14,70	0,20	0,27	9,01	9,13
C4	37,62	38,22	2,96	3,05	8,20	8,03
Media cuadrática		1,80		0,06		0,12
REE (%)		6,91%		2,23%		9,98%

6.3.3. Simulación de oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno de saturación calculada varía de entre 7,50 y 8 mg/l, siendo inferior a la concentración de oxígeno disuelto en todo el tramo de estudio, asimismo, se puede denotar que aguas abajo existe una disminución en la concentración de OD, esta disminución es más notoria a partir de los 5,8 km, situación que coincide con el aumento de la DBO y el NH₄⁺ obtenido con el presente modelo. La disminución de OD más importante se da en los 6,7 km donde se reduce de 8,87 a 8,43 mg/l (Figura 23).

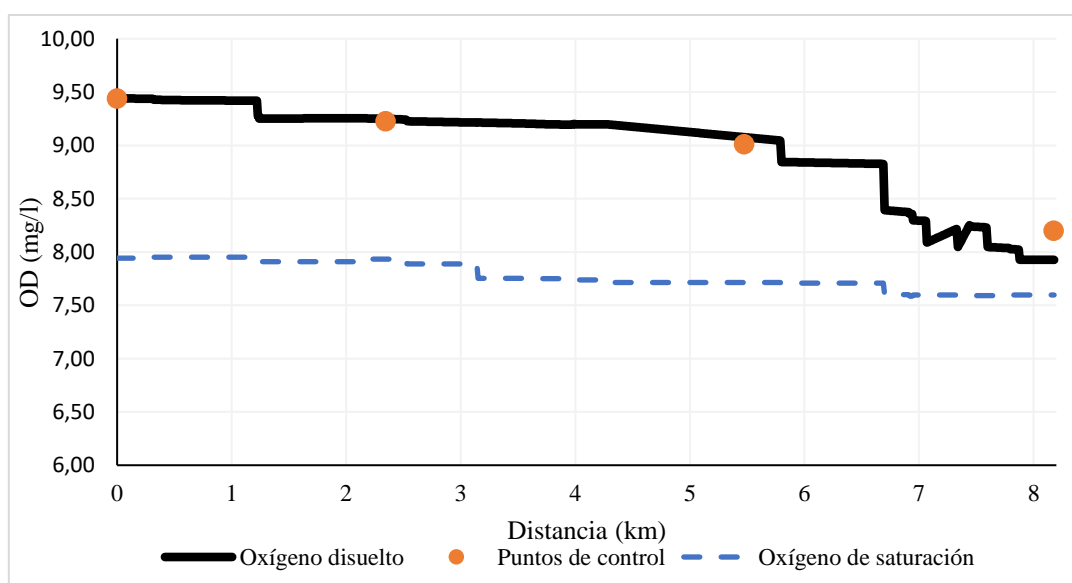


Figura 23. Simulación de OD para el tramo Dos Puentes-La Tebaida.

6.3.4. Simulación de demanda bioquímica de oxígeno

La concentración de DBO es variable a lo largo del tramo de estudio, sin embargo, mantiene una tendencia al aumento, siendo aproximadamente a partir de los 5,8 km que se evidencia un crecimiento más acelerado pasando de 14,67 a 19,24 mg/l, posteriormente a los 6,7 km presenta el aumento más importante alcanzando los 31 mg/l, por lo que supera los 20 mg/l que establece la normativa ecuatoriana como criterio para la conservación de la vida acuática en cuerpos de agua dulce (Figura 24).

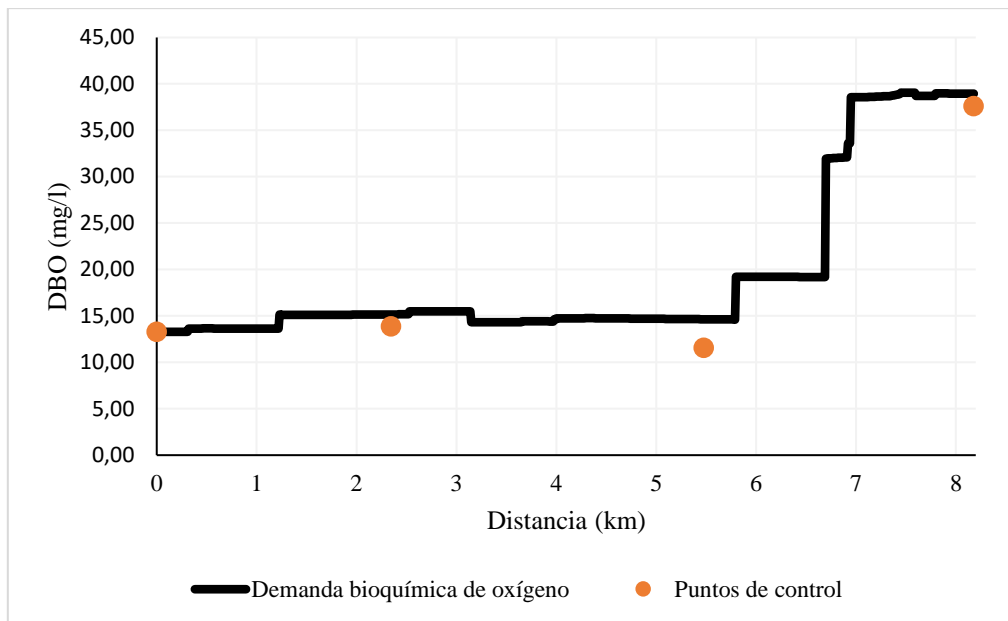


Figura 24. Simulación de DBO para el tramo Dos Puentes-La Tebaida.

6.3.5. Simulación de nitrógeno amoniacal

Existen tres zonas específicas en las que incrementa en mayor medida la concentración de NH_4^+ , la primera se observa a una distancia de 5,8 km donde la el NH_4^+ pasa de 0,27 a 0,85 mg/l, seguidamente a los 6,7 km existe el incremento más importante, pasando de 0,85 a 2,31 mg/l, por último, a los 6,9 km aumenta de 2,31 a 2,49 mg/l. Según el modelo, al final del tramo existe una concentración de nitrógeno amoniacal de 3,1 mg/l aproximadamente (Figura 25).

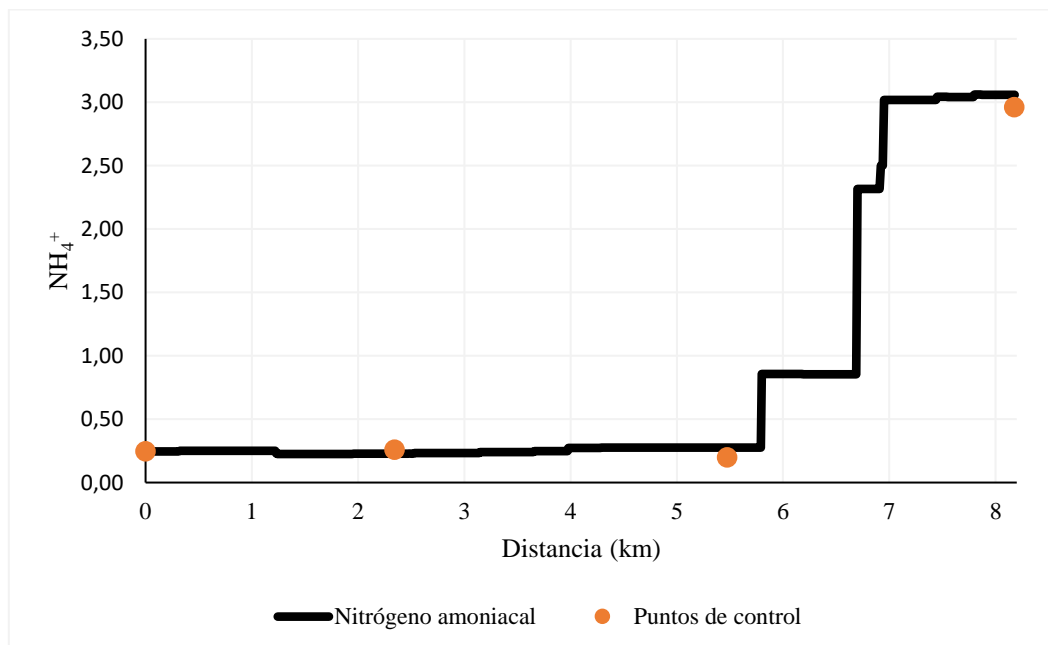


Figura 25. Simulación de NH_4^+ para el tramo Dos Puentes-La Tebaida.

7. Discusión

La presente investigación demuestra el deterioro de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo Dos Puentes - La Tebaida, debido a la descarga de aguas residuales especialmente dentro de la zona urbana de la ciudad de Loja.

En puntos AP14, AP15, AP17, AP18 y AP19 las concentraciones de oxígeno disuelto fueron considerablemente bajas, inferiores a 5 mg/l. Los puntos AP17, AP18 y AP19 corresponden a vertidos de aguas residuales, por lo que las bajas concentraciones son producto de los desechos humanos y aguas servidas (Gerba & Pepper, 2015). Por otra parte, los puntos AP14 y AP15 corresponden a las quebradas Cate y la unión entre las quebradas Pan de Azúcar y El Alumbre, respectivamente, esto sugiere la existencia de descargas de aguas residuales hacia estas quebradas.

Según Gonzaga (2018), en la quebrada El Alumbre (AP15) se descargan vertidos líquidos domiciliarios, además Rodríguez (2014) menciona que existe vertido de lixiviados provenientes del relleno sanitario de la ciudad de Loja, lo que la cataloga como altamente contaminada y no aceptable para fines estéticos, de abastecimiento, vida acuática ni agricultura, por lo tanto es un importante foco de contaminación.

Las descargas AP11 y AP15 presentan las temperaturas más altas 22,20 y 22,73 °C respectivamente, valores que son cercanos a la temperatura del cauce principal, por lo que no representan mayores observaciones en términos de disminución del OD o efectos sobre la vida acuática (Speight, 2020). En el cauce principal, la temperatura varía entre 13,30 y 20,60 °C, estos valores son próximos a los 12,70 y 25,88 °C encontrados por Maldonado (2014), esta variabilidad puede atribuirse a las horas de muestreo, que abarcaron tanto la mañana como el medio día.

La conductividad de los puntos AP14, AP15, AP16, AP17, AP18 y AP19, situados en la zona de influencia urbana, reflejan consistentemente las medidas más altas (Tabla 13). Esta tendencia se atribuye a la influencia de actividades humanas, que ocasionan el incremento de iones, especialmente de cloro, potasio, magnesio y calcio, producto de los residuos alimentarios, materiales de limpieza, desechos humanos y animales que se incorporan al agua residual doméstica (Formica et al., 2015). En el cauce principal, los puntos C1 y C2 presentan valores bajos, situados dentro del rango para ríos de montaña 30 a 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Gualdrón, 2016), sin embargo, el punto C3 ya se encuentra ubicado dentro del componente urbano, por lo que los valores de conductividad son más altos.

El pH es variable tanto en vertidos, quebradas y puntos de control, en general es ligeramente alcalino con valores superiores a 7 pero inferiores a 8,3, esta tendencia es consistente con ríos de características similares (con componente urbano) y se atribuye a la influencia de minerales, sedimentos carbonatados, sulfuros y cloruros, así como el aporte de aguas residuales (Gil et al., 2022; García et al., 2019).

La turbidez en el punto AP10 es considerablemente superior, esto puede relacionarse a la acumulación de sedimentos y la presencia de partículas en suspensión características de grasas y aceites, observadas en este punto. En el cauce principal, el valor más alto de turbidez se registró en el punto C4, alcanzando 12,47 NTU, valor cercano a los 8,63 y 16,8 NTU reportados por Maldonado (2014).

La DQO en vertidos y quebradas muestra niveles superiores en los puntos situados dentro de la zona urbana de la ciudad de Loja, específicamente a partir del punto AP14, esto permite atribuir dicha contaminación a las actividades antropogénicas, evidencia de ello es el punto AP17, con la mayor concentración de DQO (515 mg/l), donde se observó presencia material orgánico y fecal.

La relación DBO_5/DQO , puede variar entre el 2 y el 70% (Rivera et al., 2004), por lo general en rangos de 0,4 a 0,44 y 0,5 a 0,63 en aguas de origen urbano, siendo valores superiores a 0,4 aguas con alta biodegradabilidad (Sánchez et al., 2017), en este estudio, se encontró una relación de 0,65 lo implica que la materia orgánica presente es fácilmente biodegradable (Al-Sulaiman & Khudair, 2018), por lo tanto predominan los desechos humanos, restos de alimentos y otros residuos orgánicos.

Algunas fuentes de nitrógeno amoniacal provienen de actividades agrícolas y erosión del suelo, en este estudio las concentraciones en zonas donde se realizan actividades agrícolas fueron bajas, en comparación con las ubicadas en zonas urbanas, esto coincide con el estudio de Simbaña et al., (2019), que encontró relación en el aumento de nitrógeno amoniacal con afluentes próximos a zonas urbanas, además, según Pasquini et al., (2012), la concentración de nitrógeno está mayormente influenciada por actividades urbanas que por otros componentes disueltos a nivel traza.

En el modelamiento matemático, las constantes de desoxigenación (k'_1) y reaeración (k'_2) calculadas (Tabla 17) varían con respecto a los valores de 0,126 y 0,112 d^{-1} obtenidos por Zúñiga (2014), este resultado puede atribuirse al cálculo de estas constantes mediante ecuaciones empíricas que dependen de velocidad y profundidad, por lo tanto pueden estar influenciadas por el período de monitoreo, generalmente estas tasas tienden a incrementar con

los aumentos de caudal, puesto que hay mayor presencia de materia orgánica para ser consumida (Rivera, 2015). Además, las condiciones de un río varían a lo largo del tiempo, cambios en la hidrodinámica y las medidas de control o remediación pueden provocar que éstas constantes fluctúen (Sierra, 2011).

En la simulación inicial del modelo para OD, NH_4^+ y DBO, se obtuvo una buena aproximación a los puntos de control, excepto en el caso del oxígeno disuelto en la parte final del tramo (Figura 22), esto podría deberse a la presencia de obras hidráulicas construidas con el fin de extraer material pétreo y el control de crecidas, lo que modifica el régimen hidráulico. (Peña & Torres, 2007). Los vetederos o pequeñas presas bloquean los flujos aguas arriba, lo que aumenta la profundidad, disminuye la velocidad y atrapa los sedimentos, estos factores pueden afectar la concentración de oxígeno disuelto debido a la dispersión vertical y los cambios en las tasas de reacción (Im et al., 2011).

El modelo se ajustó a valores de k'_1 entre 0,05 y 1,2 d^{-1} (Tabla 19) los valores más altos se presentan en la parte final del tramo, por lo general valores superiores de k'_1 se asocian a zonas con cargas de contaminación más elevadas (Feria et al., 2017). La constante k_{nit} se estableció entre 0,07 y 0,10 d^{-1} siendo este último un valor frecuente en ríos poco profundos (Rivera, 2015).

El modelo evidencia la disminución del oxígeno disuelto (Figura 23), esto sucede a medida que ingresan las descargas a lo largo del río, lo cual se ha observado en otros ríos de similares características (Bracho et al., 2016; Gil et al., 2022; Carrillo et al., 2012), y se atribuye a la contaminación urbana, principalmente en sectores con deficiente alcantarillado. La mayor disminución de OD, se da en el kilómetro 6,7 distancia a la cual se encuentra el punto AP15, en este punto existe una reducción del 4,87% de OD, esto coincide con Maldonado (2014) que identificó que la calidad del agua presentaba condiciones de deterioro principalmente en esta zona.

A pesar del impacto de las descargas en los niveles de oxígeno del río, este se mantiene en condiciones óptimas, superior a los 6 mg/l recomendados para la preservación de la vida acuática, esto se atribuye a que los sistemas con componente montañoso presentan elevada turbulencia, calados pequeños y pendientes que favorecen la autodepuración, necesitando un alto aporte de material orgánico para su disminución (Matovelle, 2017), lo que indica una buena capacidad de asimilación y recuperación por parte del río (Torres et al., 2015).

Por las características de altitud y temperatura de la zona de estudio, los valores de saturación de oxígeno son cercanos a 8 mg/l lo que es característico de microcuencas andinas

(Matovelle, 2017), el oxígeno disuelto del río en todo el tramo está por encima de este valor, por lo que existe sobresaturación, esto se ha observado en otros cuerpos de agua ubicados en zonas geográficas similares como Cotopaxi, dónde se ha reportado porcentajes de saturación de 118,1 y 117,4%, generalmente niveles de saturación mayores a 80% se concideran óptimos, sin embargo, superiores a 125% pueden resultar perjudiciales, especialmente para la vida acuática (Simbaña et al., 2019). Por esta razón, en presencia de azudes ubicados en la parte final del tramo, existe una disminución en la concentración de OD, por lo cual se da una pérdida de oxígeno desde el cuerpo receptor.

El perfil de DBO (Figura 24), muestra una tendencia creciente debido a la influencia de las descargas con alto contenido de materia orgánica, especialmente a partir del punto C3, ubicado en la zona urbana. La relación entre el OD y DBO es inversamente proporcional (Raffo & Ruiz, 2014), el modelo representa esta relación, siendo el punto AP15 al igual que en la simulación de OD, el punto de mayor impacto en la calidad del agua, superando los límites máximos permisibles.

El nitrógeno amoniacal en gran parte del tramo se mantiene en bajas concentraciones (Figura 25), sin embargo, desde el punto AP15 las concentraciones comienzan aumentar, lo que sugiere que los desechos domiciliarios son la fuente principal de contaminación, puesto que existe relación entre el aumento del nitrógeno amoniacal y la cercanía a zonas urbanas (Simbaña et al., 2019), sin embargo en otros estudios se ha encontrado que las escorrentías de zonas agrícolas y ganaderas son una de las fuentes que mayor aportan nitrógeno a los cuerpos de agua (Ferat et al., 2020).

La validación permite asegurar que el modelo es capaz de representar la calidad del agua bajo cualquier evento (Ji, 2008), esto es fundamental cuando se desea realizar predicciones futuras o analizar eventos extremos, sin embargo, para realizar este proceso es necesario contar con datos preferiblemente históricos y en diferentes períodos, debido a lo antes mencionado, en la presente investigación no fue posible realizar este proceso, dado que los datos con los que se cuenta son insuficientes, además este proceso puede ser costoso y tomar largos períodos de tiempo para asegurar una óptima validación.

8. Conclusiones

- En el Tramo Dos Puentes-La Tebaida existe presencia de vertidos de aguas residuales y quebradas que superan los límites máximos permisibles de descarga de DQO y DBO establecidos por la normativa ecuatoriana, como es el caso de los puntos AP12, AP15, AP16 y AP17, este último también supera los límites para el nitrógeno amoniacal. Además, los puntos mayormente contaminados son aquellos que están próximos o bajo la influencia de la zona urbana de la ciudad de Loja. El vertido de mayor contaminación es el AP17 con una concentración de 515 mg/l de DQO, 334,80 mg/l de DBO y 33,98 mg/l de NH_4^+ .
- El modelamiento matemático evidenció que la contaminación del río en el tramo de estudio se incrementa progresivamente a partir del kilómetro 5,8, provocando que se supere los criterios admisibles para la preservación de la vida acuática para DBO. La unión de las quebradas Pan de Azúcar y El Alumbre (AP15) es la descarga que genera mayor afectación a la calidad del agua del río, contribuye al aumento en 64% de DBO, 47% de NH_4^+ y una disminución de 4,87% de OD, por ende es el principal punto a considerar para establecer medidas de mejoramiento de la calidad del agua.
- El modelo desarrollado presenta una aceptable confiabilidad, puesto que los errores obtenidos para los tres parámetros modelados son del 6,91, 2,23 y 9,98% para la DBO, NH_4^+ y OD respectivamente, por que representa de manera óptima el estado de la calidad del agua.

9. Recomendaciones

- Se recomienda realizar una mayor cantidad de muestreos, con la finalidad de asegurar una mejor representatividad de los datos, además de incrementar la cantidad de puntos de control para disminuir el margen de error y facilitar el ajuste del modelo.
- Realizar muestreos en diferentes épocas del año y durante períodos más largos con la finalidad de poder realizar la validación del modelo matemático.
- En la presente investigación se determinó la demanda bioquímica de oxígeno de manera indirecta mediante una relación DBO_5/DQO , aunque esta relación está fundamentada por diversos autores, para una mayor precisión de datos se recomienda determinarla directamente en laboratorio para todas las muestras.
- Se recomienda comparar el modelo generado con otros modelos matemáticos ya establecidos como el Qual2kw o el WASP.

10. Bibliografía

- Adina, J., Romeu, B., Lugo, D., & Rojas, M. (2022). Aspectos fundamentales del monitoreo de calidad de las aguas: el río Almendares como caso de estudio. *Revista Ciencias Biológicas*, 53(2), 148–159. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2221-24502022000200148
- Al-Sulaiman, A. M., & Khudair, B. H. (2018). Correlation between BOD5 and cod for Al-Diwaniyah wastewater treatment plants to obtain the biodigability indices. *Pakistan Journal of Biotechnology*, 15(2), 423–427.
- Alvarado, N., Cabrera, F., & Moya, V. (2022). Evaluation and mapping of the social values for ecosystem services in the urban river landscape. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1760343/v1>
- Alvarez, J., Meraz, M., & Jaime, E. (2019). A theoretical derivation of the monod equation with a kinetics sense. *Biochemical Engineering Journal*, 150(7), 107-305. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2019.107305>
- APHA. (1992). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (18th ed.).
- Arce, M., & Leiva, M. (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* [Tesis de grado, Universidad Técnica Particular de Loja]. [https://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/474/3/Tesis Maria Fernanda Arce Moncada.pdf](https://dspace.utpl.edu.ec/bitstream/123456789/474/3/Tesis%20Maria%20Fernanda%20Arce%20Moncada.pdf)
- Baeza, E. (2016). *Calidad del agua*. [https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/23747/2/Calidad del Agua Final.pdf](https://obtienearchivo.bcn.cl/obtienearchivo?id=repositorio/10221/23747/2/Calidad%20del%20Agua%20Final.pdf)
- Biswas, A., & Tortajada, C. (2019). Water quality management: a globally neglected issue. *International Journal of Water Resources Development*, 35(6), 913–916. <https://doi.org/10.1080/07900627.2019.1670506>
- Boyd, C. (2015). Water Quality. *Handbook of hydrology* (2da ed, Vol. 3, Issue Rosborg 2015). [https://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/75235/1/Water Quality- An Introduction.pdf](https://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/75235/1/Water%20Quality-%20An%20Introduction.pdf)
- Bracho, L., Angulo, L., & Díaz, L. (2016). Evaluación del software qual2k en fuentes receptoras de vertimientos de residuos líquidos en algunos puntos del río Cesar (Colombia) impactados por actividad minera. *Multiciencias*, 16(1), 5–13. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=90450808002%0ACómo>

- Bustamante, Á., Galindo-De Jesús, G., Jaramillo-Villanueva, J. L., & Vargas-López, S. (2016). Percepción de la contaminación del río Tlapaneco por la población ribereña. *Agricultura Sociedad y Desarrollo*, 13(1), 47. <https://doi.org/10.22231/asyd.v13i1.278>
- Butts, T., & Evans, R. (1983). Effects of channel dams on dissolved oxygen concentrations in northeastern Illinois streams. *Illinois State Water Survey* (Vol. 132).
- Cajas, V. (2015). *Estimación de valores de contaminación difusa para el río Tomebamba en zonas periféricas y urbanas - Primera aproximación* [Tesis de grado, Universidad de Cuenca]. <https://dspace.ucuenca.edu.ec/bitstream/123456789/23122/1/TESIS.pdf>
- Capps, K., Bentsen, C., & Ramírez, A. (2016). Poverty, urbanization, and environmental degradation: Urban streams in the developing world. *Freshwater Science*, 35(1), 429–435. <https://doi.org/10.1086/684945>
- Carrillo, D., Carvajal, S., Coto, J., Salgado, V., Herrera, J., Rojas, D., & Benavidez, C. (2012). *Variación del oxígeno disuelto en el Río Burío-Quebrada Seca, Heredia, Costa Rica, en el periodo 2005 - 2010*. <https://repositorio.una.ac.cr/handle/11056/7468>
- Chapra, S. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*. 844.
- Ejigu, M. T. (2021). Overview of water quality modeling. *Congent Engineering*, 8(1). <https://doi.org/10.1080/23311916.2021.1891711>
- EPA. (2022). *Surface Water Quality Modeling*. <https://www.epa.gov/waterdata/surface-water-quality-modeling>
- Ferat, M., Galaviz, I., & Partida, S. (2020). Evaluación de nitrógeno y fósforo total en escorrentías agropecuarias en la cuenca baja del río Usumacinta (Tabasco, México). *Ecosistemas*, 29(1), 1–5. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1879>
- Feria, J., Náder, D., & Meza, S. (2017). Tasas de desoxigenación y reaireación para el río Sinú. *Ingeniería y Desarrollo*, 35(1), 1–17. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.14482/inde.35.1.8940> Tasas
- Fernández, A. (2012). El agua: un recurso esencial. *Química Viva*. <https://www.redalyc.org/pdf/863/86325090002.pdf>
- Formica, S., Sacchi, G., Campodonico, V., Pasquini, A., & Cioccale, M. (2015). Modelado de calidad de agua en ríos de montaña con impacto antrópico. Caso de estudio: Sierra Chica de Córdoba, Argentina. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 31(4), 327–341. <https://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v31n4/v31n4a1.pdf>
- García, H., & Obregón, N. (2008). Modelación de la calidad del agua en corrientes naturales mediante sistemas no lineales acoplados. *Repositorio Institucional Universidad Javeriana*,

1–92.

<https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/3809/GarciaQuinteroHermesAlfonso2008.pdf>

- García, S., Arguello, Parra, & Pincay Pilay. (2019). Factores que influyen en el pH del agua mediante la aplicación de modelos de regresión lineal. *INNOVA Research Journal*, 4(2), 59–71. <https://doi.org/10.33890/innova.v4.n2.2019.909>
- Gerba, C. P., & Pepper, I. L. (2015). Municipal Wastewater Treatment. *Environmental Microbiology* (Issue 12, pp. 583–606). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394626-3.00025-9>
- Gil, J., Flores, Á., Ochoa, K., & Valencia, N. (2022). Determinación de la pérdida de la calidad de un río urbano en Cusco: Caso Saphy. *Ciencia Latina*, 6(2707–2215), 3722–3748. https://doi.org/https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v6i1.1765
- Gonzaga, A. (2018). Caracterización ambiental del manejo de la quebrada El Alumbre en Loja-Ecuador. *Bionatura*, 1(1). <https://doi.org/10.21931/RB/CS/2018.01.01.3>
- Gualdrón, L. E. (2016). Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros físicoquímicos y biológicos. *Dinamica Ambiental*, 1(1), 83–102. <https://doi.org/10.18041/2590-6704/ambiental.1.2016.4593>
- Hydroscience. (1971). Simplified Mathematical Modeling of Water Quality, prepared for the Mitre Corporation and the USEPA. *Water Programs*.
- Im, D., Kang, H., Kim, K. H., & Choi, S. U. (2011). Changes of river morphology and physical fish habitat following weir removal. *Ecological Engineering*, 37(6), 883–892. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.01.005>
- IMTA. (1992). *Manual de aforos* (1ra ed.). http://repositorio.imta.mx/bitstream/handle/20.500.12013/971/IMTA_028.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Ji, Z.-G. (2008). Hydrodynamics and water quality, modeling rivers, lakes, and estuaries. *Mesoscale Modeling of the Atmosphere*. https://doi.org/10.1007/978-1-935704-12-6_1
- Ji, Z.-G. (2017). Hydrodynamics and water quality: Modeling rivers, lakes, and estuaries. H. Wiley (Ed.), *Hydrodynamics and Water Quality: Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries* (2nd ed.). <https://doi.org/10.1002/9781119371946>
- Lin, L., Yang, H., & Xu, X. (2022). Effects of Water Pollution on Human Health and Disease Heterogeneity: A Review. *Frontiers in Environmental Science*, 10(6). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246>

- Maldonado, G. A. (2014). *Monitoreo de la calidad de agua del Río Malacatos, tramo comprendido desde los dos Puentes hasta el sector Sauces Norte*. [Tesis de grado, Universidad Técnica Particular de Loja].
- MATE. (2015). Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente. *Edición Especial N° 387 - Registro Oficial*.
- Matovelle, C. (2017). Modelo matemático de calidad de agua aplicado en la microcuenca del río Tabacay. *Killkana Técnica*, 1(1), 48. https://doi.org/10.26871/KILLKANA_TECNICA.V1I1.19
- Meals, D., & Dressing, S. (2008). Surface water flow measurement for water quality monitoring projects introduction. *Environmental Sciences*, 3, 1–16. <https://www.epa.gov/nps/nonpoint-source-monitoring-technotes>
- Medhi, K. (2021). Integrated assessment of ammonia-nitrogen in water environments and its exposure to ecology and human health. In *Contamination of Water: Health risk assessment and treatment strategies* (3rd ed., pp. 199–216). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.14517-2>
- Mehtab, H., Faheem, M., Javed, A., Sidra, A., Asif, N., Zulfiqar, S., & Jaweria, H. (2017). Water pollution and human health. *Environmental Risk Assessment and Remediation*, 47–50. <https://doi.org/10.4066/2529-8046.100020>
- Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annual Reviews in Microbiology*, 3(11), 371–394.
- Muñoz, H., Orozco, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Neria, M., & Jiménez, J. (2015). Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 6(5), 59–74.
- Nuruzzaman, M., Mamun, A., & Salleh, M. (2018). Determining ammonia nitrogen decay rate of Malaysian river water in a laboratory flume. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(6), 1249–1256. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1482-0>
- Ortega, D. (2012). *Hidrometría básica aplicada a la operación de distritos y unidades de riego* (1ra ed). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4047.4963>
- Owens, M., Edwards, R., & Gibbs, J. (1964). Some Reaeration Studies in Streams. *Air Water Poll*, 8, 469–486.
- Pasquini, A., Formica, S., & Sacchi, G. (2012). Hydrochemistry and nutrients dynamic in the Suquía River urban catchment's, Córdoba, Argentina. *Environmental Earth Sciences*, 65(2), 453–467. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-0978-z>

- Pauta, G., Velasco, M., Gutiérrez, D., Vázquez, G., Rivera, S., Morales, Ó., & Abril, A. (2019). Evaluación de la calidad del agua de los ríos de la ciudad de Cuenca, Ecuador. *Maskana*, 10(2), 76–88. <https://doi.org/10.18537/MSKN.10.02.08>
- Pazmiño, J. (2020). *Fundamentos de la modelación de la calidad del agua* (Grupo Comp). <http://142.93.18.15:8080/jspui/bitstream/123456789/578/3/Pazmiño.pdf>
- Peña, R., & Torres, P. (2007). *Auditoría Ambiental al Sistema Hidráulico del Río Malacatos, parque Lineal del Sur La Tebaida*. [Tesis de grado, Universidad Nacional de Loja]. <https://dspace.unl.edu.ec/jspui/handle/123456789/5036>
- PNUMA, Loja, M. de, & NCI. (2007). *Perspectivas del Medio Ambiente Urbano: GEO Loja*. [http://www.naturalezaycultura.org/docs/Geo Loja.pdf](http://www.naturalezaycultura.org/docs/Geo%20Loja.pdf)
- Raffo, E., & Ruiz, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Industrial Data*, 17(1), 71–80. <https://doi.org/10.1021/ja00334a047>
- Rivera, J. (2015). Evaluación de la cinética de oxidación y remoción de materia orgánica en la autpurificación de un río de montaña. *Dyna*, 82(191), 183–193. <http://dx.doi.org/10.15446/dyna.v82n191.44557>
- Rivera, N., Encina, F., Muñoz, A., & Mejías, P. (2004). Información tecnológica La Calidad de las Aguas en los Ríos Cautín e Imperial. *Información Tecnológica*, 15, 89–101. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642004000500013>
- Rodríguez, J. (2014). *Estudio y diseño de la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de la ciudad de Loja*. [Tesis de grado, Universidad Nacional de Loja]. <http://dspace.utpl.edu.ec/jspui/handle/123456789/9241>
- Salem, T. (2021). Changes in the physicochemical and biological characteristics in the lentic and lotic waters of the Nile river. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 47(1), 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.12.003>
- Sánchez, J., Ribes, J., Ferrer, J., & García, F. (2017). Obtención de los principales parámetros del agua residual urbana empleados en los modelos matemáticos de fangos activados a partir de una caracterización analítica simple. *Ingeniería y Región*, 1, 17–33. <https://doi.org/10.25054/22161325.1534>
- Shaw, E. (2005). Hydrology in practice. *Journal of Hydrology* (3ra ed, Vol. 160, Issues 1–4). [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)90040-x](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)90040-x)
- Sierra, C. (2011). Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico. *Termodinámica* (1st ed.).
- Simbaña, K., Romero, D., Yáñez, G., Benavides, D., & Navarrete, H. (2019). Evaluación de la calidad del agua del río Pita (Ecuador), implicación para la conservación de la vida

- acuática y silvestre. *Infoanalítica*, 7, 1–21.
<https://doi.org/https://doi.org/10.26807/ia.v7i2.104>
- Speight, J. (2020). Sources of water pollution. *Natural Water Remediation* (pp. 165–198).
<https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803810-9.00005-x>
- Streeter, H. W., & Phelps, E. B. (1925). A Study of the pollution and natural purification of the Illinois river. *Public Health Bulletin*, 18(6), 753–756. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1927.tb13530.x>
- Torres, F., Ramírez, H., Rodríguez, C., Tejera, M., & Vásquez, M. (2015). Validación de un modelo hidrodinámico y calidad del agua para el Río Magdalena, en el tramo adyacente a Barranquilla, Colombia. *Hidrobiológica*, 25(1), 7–23.
<http://www.scielo.org.mx/pdf/hbio/v25n1/v25n1a2.pdf>
- Uddin, G., Nash, S., & Olbert, A. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218.
<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.107218>
- UNESCO. (2020). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020. In *Agua y cambio climático* (Vol. 167, Issue 3618).
<https://es.unesco.org/themes/water-security/wwap/wwdr/2020#download>
- Vigil, K. (2003). *Clean Water: An introduction to water quality and water pollution control*.
[http://www.basijmed.ir/Public/hse/Database/book/Foreign/Clean Water An Introduction to Water Quality and Pollution Control.pdf](http://www.basijmed.ir/Public/hse/Database/book/Foreign/Clean%20Water%20An%20Introduction%20to%20Water%20Quality%20and%20Pollution%20Control.pdf)
- Yaguana, R., & Cartuche, V. (2022). Variación de diatomeas (Bacillariophyta) en un gradiente del estado de conservación de ribera del río Malacatos, Loja- Ecuador. *Cedamaz*, 12(2), 111–117. <https://doi.org/10.54753/cedamaz.v12i2.1626>
- Zamora, I., Mazari, M., & Almeida, L. (2017). Sistema de indicadores para la recuperación de ríos urbanos. El caso del río Magdalena, Ciudad de México. *Acta Universitaria*, 27(6), 53–65. <https://doi.org/10.15174/au.2017.1520>
- Ziemińska, A., & Skrzypski, J. (2012). Review of mathematical models of water quality. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 19(2), 197–211.
<https://doi.org/10.2478/V10216-011-0015-X>
- Zúñiga, L. (2014). *Modelación de la calidad de agua del río Malacatos, tramo comprendido desde el Sector Dos Puentes hasta Sauces Norte* [Tesis de grado, Universidad Técnica Particular de Loja]. <https://dspace.utpl.edu.ec/handle/123456789/10606>

11. Anexos

Anexo 1. Puntos preliminares identificados en el tramo Dos Puentes – La Tebaida.

Punto	Tipo	OD (mg/l)	Conductividad (uS/cm)	Qs (l/s)	DQO (mg/l)	Cs (mg/l)	V% (DQO)	V% (Q)
1	Vertido Tubería	8,67	25,70	304,52	300,00	100,10	0,10%	0,05%
2	Quebrada	8,20	111,90	304,56	600,00	100,16	0,06%	0,01%
3	Vertido	6,30	285,00	304,69	600,00	100,37	0,21%	0,04%
4	Quebrada	7,38	77,80	305,56	300,00	100,95	0,57%	0,29%
5	Quebrada	8,07	87,40	305,63	100,00	100,95	0,00%	0,02%
6	Quebrada	9,09	62,30	309,67	300,00	103,54	2,57%	1,32%
7	Quebrada	8,14	113,10	310,13	600,00	104,28	0,71%	0,15%
8	Quebrada	8,71	92,00	310,22	600,00	104,43	0,15%	0,03%
9	Quebrada	7,96	46,20	310,27	600,00	104,51	0,07%	0,02%
10	Quebrada	9,39	63,40	345,42	300,00	124,40	19,03%	11,33%
11	Quebrada	9,40	46,30	352,96	300,00	128,15	3,01%	2,18%
12	Quebrada	7,99	333,00	353,41	600,00	128,75	0,47%	0,13%
13	Quebrada	8,12	42,90	354,55	300,00	129,30	0,43%	0,32%
14	Quebrada	9,07	57,80	355,40	300,00	129,71	0,32%	0,24%
15	Quebrada	8,64	92,00	365,90	300,00	134,60	3,76%	2,95%
16	Quebrada	8,86	60,50	467,37	100,00	127,08	5,58%	27,73%
17	Vertido Alcantarilla	8,48	91,20	467,44	600,00	127,16	0,06%	0,02%
18	Quebrada	7,31	147,30	468,13	600,00	127,86	0,55%	0,15%
19	Quebrada	8,70	140,30	479,53	300,00	131,95	3,20%	2,44%
20	Vertido Tubería	5,02	287,00	479,73	600,00	132,14	0,14%	0,04%
21	Quebrada	9,04	113,10	482,41	600,00	134,74	1,97%	0,56%
22	Quebrada	8,85	42,80	483,13	300,00	134,98	0,18%	0,15%
23	Quebrada	3,30	294,00	496,94	600,00	147,91	9,57%	2,86%
24	Quebrada	5,68	266,00	539,86	600,00	183,85	24,30%	8,64%
25	Quebrada	7,32	472,00	543,33	600,00	186,50	1,44%	0,64%
26	Vertido Alcantarilla	5,98	205,00	547,29	600,00	189,50	1,60%	0,73%
27	Vertido Tubería	4,51	499,00	549,81	600,00	191,38	1,00%	0,46%
28	Vertido Alcantarilla	3,41	262,00	551,18	600,00	192,40	0,53%	0,25%
29	Vertido Tubería	4,00	436,00	551,66	600,00	192,75	0,19%	0,09%
30	Vertido Canal	6,15	387,00	551,87	600,00	192,91	0,08%	0,04%

Anexo 2. Certificado de traducción del abstract.



Mg. Yanina Quizhpe Espinoza
Licenciada en Ciencias de Educación mención Inglés
Magister en Traducción y mediación cultural

Celular: 0989805087
Email: yaniques@icloud.com
Loja, Ecuador 110104

Loja, 16 de enero de 2024

Yo, Lic. Yanina Quizhpe Espinoza, con cédula de identidad 1104337553, docente del Instituto de Idiomas de la Universidad Nacional de Loja, y certificada como traductora e interprete en la Senescyt y en el Ministerio de trabajo del Ecuador con registro **MDT-3104-CCL-252640**, certifico:

Que tengo el conocimiento y dominio de los idiomas español e inglés y que la traducción del resumen del Trabajo de Integración Curricular titulado **Evaluación de la calidad del agua del río Malacatos en el tramo Dos Puentes – La Tebaida, mediante modelación matemática para periodos de estiaje**, cuya autoría del estudiante Alex Vinicio Cordova Romero, con cédula 0707041240, es verdadero y correcto a mi mejor saber y entender.

Atentamente

YANINA BELEN QUIZHPE ESPINOZA
Firmado digitalmente por YANINA BELEN QUIZHPE ESPINOZA
Fecha: 2024.01.16 12:18:08 -05'00'

Mg. Yanina Quizhpe Espinoza.
Traductora freelance