

Adhareli del Carmen Gallegos Coria

Modelación de la calidad del agua del Río Querétaro
en el municipio de El Marqués utilizando QUAL2K

2024



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ingeniería

**Modelación de la calidad del agua en el Río Querétaro en el
municipio de El Marqués utilizando QUAL2K**

Tesis

Que como parte de los requisitos para
obtener el Grado de
Maestro en Ciencias (Hidrología Ambiental)

Presenta

Ing. Adhareli del Carmen Gallegos Coria

Dirigido por:

Dr. Eusebio Jr. Ventura Ramos

Co-Director:

Dr. Franklin Manuel Torres Bejarano

La presente obra está bajo la licencia:
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.es>



CC BY-NC-ND 4.0 DEED

Atribución-NoComercial-SinDerivadas 4.0 Internacional

Usted es libre de:

Compartir — copiar y redistribuir el material en cualquier medio o formato

La licenciante no puede revocar estas libertades en tanto usted siga los términos de la licencia

Bajo los siguientes términos:



Atribución — Usted debe dar [crédito de manera adecuada](#), brindar un enlace a la licencia, e [indicar si se han realizado cambios](#). Puede hacerlo en cualquier forma razonable, pero no de forma tal que sugiera que usted o su uso tienen el apoyo de la licenciante.



NoComercial — Usted no puede hacer uso del material con [propósitos comerciales](#).



SinDerivadas — Si [remezcla, transforma o crea a partir](#) del material, no podrá distribuir el material modificado.

No hay restricciones adicionales — No puede aplicar términos legales ni [medidas tecnológicas](#) que restrinjan legalmente a otras a hacer cualquier uso permitido por la licencia.

Avisos:

No tiene que cumplir con la licencia para elementos del material en el dominio público o cuando su uso esté permitido por una [excepción o limitación](#) aplicable.

No se dan garantías. La licencia podría no darle todos los permisos que necesita para el uso que tenga previsto. Por ejemplo, otros derechos como [publicidad, privacidad, o derechos morales](#) pueden limitar la forma en que utilice el material.



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ingeniería
Maestría en Ciencias (Hidrología Ambiental)

MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO QUERÉTARO EN EL MUNICIPIO DE EL MARQUÉS UTILIZANDO QUAL2K

Opción de titulación
TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de:
Maestro en Ciencias (Hidrología Ambiental)

Presenta:
Adhareli del Carmen Gallegos Coria

Dirigido por:
Dr. Eusebio Jr. Ventura Ramos

Co-dirigido por:
Dr. Franklin Manuel Torres Bejarano

Dr. Eusebio Jr. Ventura Ramos
Presidente

Firma

Dr. Franklin Manuel Torres Bejarano
Secretario

Firma

Dr. Martín Alfonso Gutiérrez López
Vocal

Firma

Dr. José Alberto Rodríguez Morales
Suplente

Firma

Mtra. Marcela Susana Duhne Ramírez
Suplente

Firma

Nombre y Firma
Director de la Facultad

Nombre y Firma
Director de Investigación y
Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Junio de 2024

DEDICATORIA

A mis papás, por ser mis pilares incondicionales. A mis hermanos, por ser mis compañeros de vida.

Por sus constantes ánimos y por creer en mi incluso cuando yo dudaba de mis propias capacidades.

Este trabajo es para ustedes, con todo mi amor.

AGRADECIMIENTOS

Primeramente, quiero manifestar mi más sincero agradecimiento a mis papás, Ma. Carmen Coria y José Luis Gallegos, por su apoyo emocional, económico y moral. Su amor y confianza en mi han sido vitales para alcanzar esta meta y sueño.

A mis hermanos, José Luis Gallegos y Jaime Gallegos, por su cariño. Por estar a mi lado en cada paso de mi camino. Siempre atesoro cada momento a su lado.

A mi director de tesis, Dr. Eusebio Jr Ventura Ramos, por su orientación y apoyo en este proyecto.

A mi Co-Director, Dr. Franklin Manuel Torres Bejarano, por su paciencia, por compartir sus conocimientos y darme valiosos consejos que me sirvieron de guía.

A mis sinodales por su comprensión y apoyo en el proceso de la tesis.

A mis amigos, por las innumerables aventuras, por los desvelos juntos, por las risas y dificultades que pasamos en esta travesía llamada maestría. Especialmente a Jesús García, Elizabeth Luna, Misael Reséndiz, Efraín Urías, Itzel Arechar y Marisol Pintor, que me apoyaron en todo lo que pudieron y alegraban mis días con humor.

Y a las personas externas, como amigos y familiares, que estuvieron atentas a mi progreso en la maestría.

Gracias a todos por ser parte de este sueño hecho realidad.

RESUMEN

El crecimiento de la población ha ocasionado un impacto negativo al ambiente ocasionadas por las fuentes contaminantes de las actividades antropogénicas que deterioran la calidad del agua. La presencia de contaminantes en corrientes superficiales se dispersa y reaccionan durante todo su trayecto hasta su desembocadura. En el presente trabajo se modela la calidad del agua en el “Río Querétaro” del municipio El Marqués en las localidades de Saldarriaga y La Cañada, caracterizadas por contar con presencia de fuentes contaminantes de origen industrial, agrícola, ganadera y doméstica. Se tomaron muestras en temporada de lluvia y post lluvia para el análisis de los sólidos suspendidos totales, el oxígeno disuelto, la conductividad eléctrica, la demanda bioquímica de oxígeno, la demanda química de oxígeno, el amonio, el nitrato, el fosfato, E. coli, el pH y la temperatura. Se implementó el modelo de calidad del agua “QUAL2k” el cual fue calibrado y validado logrando un buen ajuste, lo que permitió la simulación de escenarios positivos y negativos para la calidad del agua. Se demuestra que el aumento de las concentraciones tendría un impacto negativo para el río Querétaro sin poder asimilar la carga contaminante, sin embargo, con un escenario de saneamiento del río se incrementa la calidad el agua.

Palabras claves: QUAL2K, modelación ambiental, calidad del agua, contaminación del agua, Río Querétaro

ABSTRACT

Population growth has had a negative impact on the environment and aquatic ecosystems due to wastewater discharges that deteriorate water quality. The pollutants present in surface streams disperse and react along their entire length until they reach their mouth. This study models the water quality of "Río Querétaro" in the urban locality of Saldarriaga and La Cañada, characterized by the presence of industrial, agricultural, livestock and domestic wastewater discharges along the river. Samples were taken during the rainy and post-rainy season for the analysis of total suspended solids, dissolved oxygen, electrical conductivity, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, ammonium, nitrate, phosphate, E. coli, pH, and temperature. The QUAL2k water quality model was calibrated, and validated with a good fit, which allowed the simulation of positive and negative scenarios for water quality. As a result, it shows that the increase in concentrations would have a negative impact on the "Río Querétaro" without being able to assimilate the pollutant load, however, with a scenario of - wastewater treatment, water quality would increase.

Keywords: QUAL2k, water quality modelling, water pollution, Querétaro River

ÍNDICE GENERAL

I	INTRODUCCIÓN.....	14
II	DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA.....	18
III	JUSTIFICACIÓN.....	20
IV	HIPÓTESIS.....	23
V	OBJETIVO GENERAL.....	23
VI	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	23
VII	MARCO TEÓRICO	24
	VII.1 CALIDAD DEL AGUA	24
	VII.2 MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	29
	VII.3 QUAL2K	32
VIII	METODOLOGÍA	40
	VIII.1 DESCRIPCIÓN DEL TRAMO DE ESTUDIO	41
	VIII.2 MEDICIÓN DE PARÁMETROS HIDRÁULICOS	43
	VIII.3 MEDICIÓN DE CALIDAD DEL AGUA	46
	VIII.4 ANÁLISIS DEL LABORATORIO	48
	VIII.5 IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO	48
	VIII.6 CALIBRACIÓN DEL MODELO QUAL2K.....	53
	VIII.7 ESCENARIOS DE SIMULACIÓN.....	57

IX	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	59
IX.1.1	MEDICIÓN Y ESTIMACIÓN DE CAUDALES	59
IX.1.2	MEDICIÓN DE CALIDAD DEL AGUA.....	61
IX.1.3	ANÁLISIS ESTADÍSTICO MULTIVARIADO	64
IX.1.4	CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA	71
IX.1.5	ESCENARIO DE SIMULACIÓN.....	82
X	CONCLUSIÓN.....	102
XI	RECOMENDACIONES.....	105
XII	BIBLIOGRAFÍA	106
XIII	ANEXOS.....	119

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación de la segmentación para un río y la numeración.	33
Figura 2. Esquema de segmentación general de una corriente.....	34
Figura 3. Modelación de un tramo dividido en (n) elementos de igual longitud.	34
Figura 4. Representación gráfica del balance de masa	36
Figura 5. Esquema del flujo de los elementos en el balance.	37
Figura 6. Esquema del modelo cinético y el proceso de transferencia de masa. .	38
Figura 7. Distribución de las fuentes no puntuales o difusas.	39
Figura 8. Esquema del diseño experimental del proyecto.	41
Figura 9. Localización de la corriente de estudio en El Marqués, Querétaro.	42
Figura 10. Ejemplo de fracción de una sección transversal.....	44
Figura 11. Segmentación del tramo del río y ubicación de los componentes.	50
Figura 12. Proyección de las variables en el plano del factor para la temporada lluvia.	68
Figura 13. Proyección de las variables en el plano del factor para la temporada post lluvia.....	70
Figura 14. Calibración y validación de la temperatura del agua.....	73
Figura 15. Calibración y validación de la CE.	74
Figura 16. Calibración y validación de los SST.	75

Figura 17. Calibración y validación del OD.	76
Figura 18. Calibración y validación de la DBO.....	77
Figura 19. Calibración y validación del amonio.....	77
Figura 20. Calibración y validación del nitrato.....	79
Figura 21. Calibración y validación del fosfato.....	80
Figura 22. Calibración y validación del pH.....	80
Figura 23. Calibración y validación de la bacteria E. Coli.	81
Figura 24. Concentración de la conductividad eléctrica de los escenarios de simulación positivos.	82
Figura 25. Concentración de la conductividad eléctrica de un escenario negativo	83
Figura 26. Concentración de la conductividad eléctrica de un escenario negativo con nueva descarga de agua residual doméstica.....	84
Figura 27. Concentración de los SST de los escenarios de simulación positivos. .	85
Figura 28. Concentración de los SST de un escenario negativo	86
Figura 29. Concentración de los sólidos suspendidos totales de un escenario negativo con nueva descarga de agua residual doméstica.	87
Figura 30. Concentración del oxígeno disuelto de los escenarios de simulación positivos.....	88
Figura 31. Concentración del oxígeno disuelto en un escenario negativo	89

Figura 32. Concentración del oxígeno disuelto de un escenario negativo con nueva descarga doméstica.....	90
Figura 33. Concentración de la DBO de los escenarios de simulación positivos...	91
Figura 34. Concentración de la DBO en un escenario negativo	92
Figura 35. Concentración de la DBO de un escenario negativo con nueva descarga doméstica.	93
Figura 36. Concentración del amonio (a) y el nitrato (b) de los escenarios de simulación positivos.	94
Figura 37. Concentración del amonio (a) y nitrato (b) en un escenario negativo...	95
Figura 38. Concentración del amonio (a) y nitrato (b) de un escenario negativo con nueva descarga de agua residual doméstica.....	96
Figura 39. Concentración del fosfato de los escenarios de simulación positivos...	96
Figura 40. Concentración del fosfato en un escenario negativo	97
Figura 41. Concentración de fosfato de un escenario negativo con nueva descarga doméstica.	98
Figura 42. Concentración del E. coli de los escenarios de simulación positivos....	99
Figura 43. Concentración de E. coli en un escenario negativo	100
Figura 44. Concentración de E. coli de un escenario negativo con nueva descarga doméstica.	101

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Puntos de muestreo para calidad del agua en el río Querétaro.	43
Tabla 2. Criterio para el número de secciones.	44
Tabla 3. Métodos de análisis para los parámetros usados por el laboratorio de INESA.	48
Tabla 4. Método de análisis para los parámetros en el laboratorio GRUTAR.	48
Tabla 5. Datos de entrada en las pestañas “Headwater”	51
Tabla 6. Definición de las constantes hidráulicas.	52
Tabla 7. Concentraciones de las descargas difusas.	53
Tabla 8. Criterio de evaluación de RMSE.	55
Tabla 9. Criterio de evaluación de NSE.	55
Tabla 10. Escenario negativo y positivo aplicados con su descripción.	57
Tabla 11. Concentración de la descarga puntual doméstica.	59
Tabla 12. Aforo en los puntos de muestreo para el tramo seleccionado del Río Querétaro.	60
Tabla 13. Resultados de los parámetros de calidad del agua.	61
Tabla 14. Matriz de correlación de los parámetros de calidad del agua.	64
Tabla 15. Valores obtenidos del ACP de los parámetros de calidad del agua en la temporada de lluvia.	66

Tabla 16. Valores obtenidos del ACP de los parámetros de calidad del agua en la temporada de post lluvia.....69

Tabla 17. Constante de calibración para el río Querétaro en el tramo.....71

I INTRODUCCIÓN

La calidad del agua es la capacidad intrínseca que tiene el agua para su uso determinado, que basa características fisicoquímicas y microbiológicas seleccionadas para cumplir con ciertos indicadores o condiciones (Cordy,2001).

Se considera contaminante cuando un elemento ajeno a la composición principal del agua se presente que provoque daño al humano y ecosistema, o que perturbe negativamente las actividades que se realizan con normalidad, además que exceda los límites permisibles en las regulaciones ambientales aplicables o estándares establecidos.

La contaminación en el agua es compleja porque tiene diferentes orígenes hasta el uso que se requiera cumpliendo con la calidad y la cantidad suficiente durante un periodo y época del año (Jiménez, 2001). Por lo que, la necesidad de evaluar y estudiar la contaminación proveniente de la descarga de agua residual de las diferentes actividades antropogénicas y el posible impacto en el cuerpo receptor se puede realizar por medio de los modelos de calidad que agua, los cuales tienen como objetivo simular el transporte y dispersión de los contaminantes presentes. Comúnmente se ocupado como herramienta para la gestión en materia de recursos hídricos.

Los modelos requieren ser calibrados y validados para que represente de manera aproximada la realidad. Esto conlleva que se debe de contar con información de u

observaciones de las redes de monitoreo confiables, que se adapten a los diferentes programas que ya existen para determinados cuerpos de agua.

En este sentido, el modelo QUAL2K ha sido utilizado por diferentes autores a lo largo el mundo como un modelo unidimensional, que analiza los parámetros principales de calidad del agua a lo largo de un río y su comportamiento en este. El modelo QUAL2K es una versión avanzada del QUAL2E o Q2E de los autores Brown & Barnwell de 1987 (Manivanan, 2008).

El autor R. Zhang et al. (2012) aplicó el modelo QUAL2K para calibrar los parámetros del Río Hongqi en un tramo del Río Wujin, el cual pertenece a la cuenca del Lago Taihu en China. En dicha investigación, identificaron la capacidad ambiental del agua del río conforme a los requerimientos ambientales del país. Además, calcularon el índice de reducción de las cargas de contaminación del OD, DBO, nitrógeno amoniacal, nitrógeno y fósforo total para dar cumplimiento a los objetivos establecidos en su país en materia de calidad del agua.

Arroyave Gómez et al. (2013) realiza la calibración de los parámetros cinéticos de calidad del agua convencionales empleando un algoritmo genético AG-PIKAIA en 17 puntos del tramo del Río Sinú.

Giraldo-B et al. (2015) simula cuatros escenarios de calidad del agua conforme a los tratamientos de agua residual de las plantas de tratamiento destinadas por el municipio, a lo largo del rio Aburra Valley.

Samaneh Abdeveis et al. (2020) en el río Dez, Irán, divide en 116 tramos para una longitud de 192 km y simula la variación de la calidad del agua en el río con apoyo del QUAL2K, y para identificar los parámetros de mayor influencia llevó a cabo un análisis de sensibilidad.

Un considerable número de investigaciones aprovechan la ventaja del modelo QUAL2K donde además de simular la corriente principal de una cuenca, también se puede adicionar corrientes tributarias para analizar el transporte y composición de los parámetros de calidad al incorporarse a la corriente principal (Ahmad Kamal et al., 2020; Bracho Vargas et al., 2016; Bui et al., 2019; Kannel et al., 2007; Ye et al., 2013).

Para fortalecer el componente hidráulico del modelo QUAL2K, autores como Arroyave Gómez et al. (2013) y Xiao et al. (2020) utilizan modelos hidrodinámicos como HEC-RAS, antes de que sea calibrado el modelo.

Adicionalmente, distintos autores han combinado modelos de gestión integral de agua como el WEAP con el QUAL2K (Jaramillo et al., 2016), o el modelo SWAT para el componente hidrológico en las cuencas con el análisis de la cantidad y calidad en fuentes puntuales (Giraldo-B et al., 2015).

También se ha integrado el uso de los Sistemas de Información Geográfica para la compresión espaciotemporal con mapas a partir de las herramientas ArcGIS (Ahmad Kamal et al., 2020), o la herramienta QGIS (Hurtado Álvarez & Felipe Gómez Vásquez, 2019).

Para el caso de México, existen pocas investigaciones que utilizan modelos computacionales o numéricos para calidad del agua, y en menor cantidad con el uso del programa QUAL2k.

Como en el caso del río Tula utiliza el QUAL2k para modelar un tramo de 50 km para 4 zonas con 35 sitios de muestreo para distintos parámetros (Montelongo Casanova et al., 2008). Mientras que González-Márquez et al. (2013) monitorea un dren agrícola dividido en 11 tramos para evaluar las cargas contaminantes generadas por descargas en el sitio en el estado de Sinaloa, México.

En el 2016, para el río Lerma se modelan los parámetros de nitrógeno en su presentación amoniacal, nitrógeno orgánico y nitrógeno de nitritos, obteniendo un buen ajuste de calibración y validación para ese tramo de 30 km (Tapia et al., 2016).

II DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

El río Querétaro presenta un severo daño al ecosistema acuático a lo largo de su trayecto, principalmente en las zonas urbanas que recorre como Corregidora, Querétaro y El Marqués, que ocasionan la reducción de su calidad y amenazan la salud humana afectando a la población por el escaso tratamiento o el tratamiento inadecuado de las descargas de aguas residual directas o indirectas de uso doméstico, industrial, pecuarias, escurrimientos agrícolas y residuos sólidos depositados en el río (Bolaños Aguilar, 2019; Orozco Corona et al., 2020) Bonechi, 2017; Contreras, 2019; Ventura, 2019; & Álvarez, 2021).

Como muestra la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) dentro su programa “Red Nacional de Medición de Calidad del Agua”, reporta anualmente la calidad del agua de los principales ríos de México, por lo que el río Querétaro presentan 8 sitios de monitoreo desde nacimiento hasta la desembocadura, en el municipio de El Marqués solo presenta uno y es clasificado como “fuertemente contaminado”, debido a que los parámetros de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Coliformes Fecales, Escherichia coli, Oxígeno Disuelto (OD) y Toxicidad no cumplen con los límites permisibles establecidos por la autoridad competente a nivel nacional y su valores reportados representan un daño al ecosistema (CONAGUA, 2021).

A pesar de la amplia investigación y conocimiento en la contaminación del río Querétaro no existe un solo estudio que aborde adecuadamente el estado a futuro de las condiciones del agua si se continúan las descargas en el río o si la

implementación de soluciones tendrá un beneficio sobre la calidad del agua. A lo que el uso de un modelo de calidad de agua simularía los diversos procesos de transporte y degradación de los compuestos presentes en la corriente.

Además, la modelación genera oportunidades y mecanismos para la integración de la gestión de los recursos hídricos, como la planificación, estructuración e implementación de programas de control de la contaminación (Buitrago Aguirre & Hernández Suárez, 2018)

III JUSTIFICACIÓN

En los últimos 15 años, la zona metropolitana de Querétaro, comprendida por los municipios de Corregidora, El Marqués, Huimilpan y Querétaro, se ha caracterizado por un crecimiento poblacional relacionado directamente con el nivel de urbanización (Municipio de Querétaro, 2021)

Para el año 2020 tenía una población de 1,594,212 habitantes en comparación con el año 2005 con una población de 950,829 habitantes, lo que significa un crecimiento poblacional del 60% solamente en la zona metropolitana, la cual es considerada una de las ciudades más pobladas del país (CONEVAL, 2005; INEGI, 2020)

Las distintas actividades antropogénicas en los sectores económicos demandan la explotación de los recursos para cubrir las necesidades básicas, la producción y el consumo de bienes y servicios; por lo que no solo ha requerido mayor volumen de agua potable, sino que, existe un aumento en la presencia de contaminantes en el agua como resultado de los asentamientos poblacionales, la cual se ha demostrado que una parte de las descargas no cuenta con tratamiento previo a su entrada a los cuerpos de agua.

Como es bien sabido el agua residual puede modificar las concentraciones y aspectos fisicoquímicos de las sustancias presentes en un cuerpo receptor; sin embargo, el agua residual que se descarga sin tratamiento degrada la calidad del agua negativamente, evitando que pueda ser usada adecuadamente. El nivel de

alteración y su potencial de conservación del ecosistema sometido a presiones antropogénicas viene de la mano con la integración entre la calidad del agua y la calidad ambiental (Jiménez Cisneros et al., 2010).

La calidad del agua del agua está íntimamente ligada a la disponibilidad de los recursos hídricos (Bauer et al., 2017), para el Río Querétaro, la acción humana ocasionada por los asentamientos urbanos que descargan agua residual doméstica, producción industrial y escurrimiento agrícola con ganadería ha degradado con el paso del tiempo las condiciones naturales del agua y su calidad.

La contaminación del agua a lo largo del Río Querétaro ha estimulado la necesidad de conocer el impacto de las fuentes contaminantes ocasionadas por las actividades antropogénicas y que descargan a su corriente, por lo que un modelo matemático puede ayudar a predecir el comportamiento y dispersión de los contaminantes, y con el apoyo de las herramientas computacionales se puede representar la realidad mediante simulaciones y cálculos con información previo del sitio de estudio, como lo han trabajado diferentes autores.

Los estudios publicados hasta el presente analizan las descargas de aguas residuales como una mezcla entre los diversos orígenes: industrial, ganadero, domésticos y agrícola, para diferentes regiones en los países de Europa, Asia, Sudamérica y Norte América. Sin embargo, para el caso de México existe escases en el aprovechamiento de los modelos computacionales como apoyo para la gestión de los recursos hídricos, y específicamente para el río Querétaro no se ha abordado el uso de estos para estimar el comportamiento en la realidad.

Por lo tanto, para la gestión integral para la conservación y restauración de los ríos, lagos y estuarios, afectados por la carga contaminante, es indispensable el uso de herramientas computacionales que reflejen la evolución espaciotemporal el movimiento y comportamiento del agua residual.

Por lo que sería útil el uso de modelo de calidad del agua donde se cuantifique y analice el comportamiento en la corriente que cuente con distintos usos de suelo que aporten a la corriente, como consecuencia el estudio busca demostrar la importancia de la implementación estos modelos como apoyo para entender el comportamiento de los compuestos en el agua.

El presente proyecto evaluará los parámetros relacionados con la contaminación del agua de origen doméstica, ganadera y agricultura a lo largo de un tramo de la cuenca de Río Querétaro dentro del municipio El Marqués. Además, se evaluarán las características fisicoquímicas y microbiológicas el modelo QUAL2K para simular las concentraciones y generar escenarios de simulación respecto a la carga de contaminantes que el río puede asimilar.

IV HIPÓTESIS

La aportación gradual y combinada de agua residual de origen doméstica, agrícola, ganadera e industrial aumentan el nivel de contaminación en dirección del flujo aguas abajo a pesar de la depuración natural que ocurre en la longitud del cauce.

V OBJETIVO GENERAL

Caracterizar y modelar la calidad del agua del Río Querétaro en un segmento dentro del municipio El Marqués a través del modelo QUAL2K, para diferentes escenarios y umbrales de concentración, respecto al agua residual de origen doméstico, agrícola y ganadero.

VI OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar la caracterización fisicoquímica y biológica de los parámetros de calidad del agua en el segmento del Río Querétaro seleccionado.
- Calibrar y validar el modelo de calidad del agua QUAL2K con muestras de campo en dos periodos, caudal bajo y caudal alto
- Simular el comportamiento y dispersión de los parámetros seleccionados para evaluar la capacidad de asimilación mediante escenarios de cambios de concentración de contaminantes

VII MARCO TEÓRICO

VII.1 CALIDAD DEL AGUA

El agua tiene la característica de ser incoloro, inodoro e insípido que tiene una gran capacidad de disolver sustancias de todo tipo, sin embargo, el agua pura no existe en el ambiente de manera natural, ya que presenta elementos suspendidos o en solución en su composición. Por lo que los compuestos químicos en el agua contribuyen a determinar las propiedades importantes de esta, en algunos casos esos mismos componentes interfieren en su uso por lo que se les define como contaminantes.

Conforme a Ramos Olmos et al. (2002) un contaminante es todo material o energía que al incorporarse al agua altera y modifica las condiciones naturales y degrada su calidad. Comúnmente los contaminantes se incorporan a los cuerpos de agua su fuente principal son aquellas que provienen de usos antropogénicos como el uso doméstico, industrial, comercial, agrícola, pecuario, natural y más, como aguas residuales. Estos desestabilizan los ecosistemas, dañan la salud e imposibilitan el uso del agua para las actividades.

La calidad del agua se puede definir como la aptitud del agua para un uso determinado basado en sus características fisicoquímicas y microbiológicas (Cordy, 2001). Y estas características varían en espacio y tiempo por factores externos o internos del agua, por lo que se deben medir cualitativamente y/o cuantitativamente.

Las sustancias contaminantes se pueden clasificar en sustancias orgánicas e inorgánicas, organismos microbianos, sustancias radiactivas y contaminación térmica. Otra clasificación que comúnmente se utiliza se divide en parámetros físicos, químicos, biológicos y radiactivos.

Los **parámetros físicos** responden a los sentidos del tacto, olor y sabor: No son índices absolutos de contaminación (Campos Gómez, 2000):

- Turbiedad: es el principal proceso que interfiere en la absorción o reflejo de la luz por material suspendido, afectando a la fotosíntesis.
- Temperatura: es un parámetro que define la interacción de las propiedades químicas y la existencia de la vida acuática en un cuerpo de agua, tal que puede acelerar o reducir las reacciones de las sustancias. La fluctuación de la temperatura perturba la solubilidad de los gases y las sales, principalmente al oxígeno.
- Sólidos suspendidos: son aquellas partículas que no se mezclan con el agua, ya sean orgánicas o inorgánicas. Tienen la capacidad de absorción por lo que se convierten en transporte y almacenamiento de sustancias tóxicas orgánicas, organismos patógenos y metales pesados, impactando de manera negativa a la biota presente de los cuerpos de agua, así como las cadenas tróficas (Buitrago Aguirre & Hernández Suárez, 2018).

Los **parámetros químicos** son las propiedades y los componentes químicos que están relacionados con la capacidad del agua, y no son sencillos de determinar:

- **Potencial de hidrógeno (pH):** Indica el carácter ácido o básico de un líquido. La variación repercute sobre las especies existentes en el cuerpo de agua.
- **Conductividad eléctrica:** es la capacidad del agua en conducir la electricidad, y se encuentra relacionada con los electrolitos disueltos en ella, por consiguiente, con mineralización. Un agua contaminada tiene mayor conductividad que un agua natural sin alteraciones.
- **Nutrientes:** son sustancias esenciales para el crecimiento de los ecosistemas acuáticos, sin embargo, un exceso puede ser contraproducente. Los principales son el nitrógeno y el fósforo. Estos se relacionan con la eutroficación del agua, causando la proliferación descontrolada de algas.
 El nitrógeno se incorpora de manera natural con el ciclo bioquímico del nitrógeno al ecosistema, primero al suelo, luego a las plantas, después a los animales y luego a la atmósfera. Los nitratos tienen mayor impacto para la calidad del agua.
 El fosfato proveniente del ciclo bioquímico del fósforo presente desde las aguas naturales sin alteraciones, hasta en agua residuales sin tratar y tratadas. Favorece el crecimiento de algas y otros organismos biológicos, como los compuestos de nitrógeno.
- **Oxígeno disuelto:** se relaciona con la cantidad de oxígeno presente en el agua de forma disuelta y fundamental para la vida en cuerpos de agua, siendo un soporte para los ecosistemas acuáticos. La turbulencia es un factor

importante para el porcentaje de saturación de O^2 , así como el contenido de salinidad y la interacción entre la superficie del agua y el gas (Galvín, 2003).

- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO): se conoce como la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para degradar la materia orgánica por procesos biológicos aerobios.
- Demanda química de oxígeno (DQO): A diferencia de la DBO, es la cantidad de oxígeno para degradar la materia orgánica, así como también la inorgánica. Oxida el carbón orgánico a dióxido de carbonos.
- Metales pesados: son elementos presentes en el agua, algunos se consideran tóxicos y otros mas no tóxicos, sin embargo, un exceso puede convertirlos en tóxicos. Los tóxicos mas conocidos son el mercurio, el cadmio, el plomo, el zinc y el arsénico, además son considerados bioacumulan en la cadena alimenticia aumentando conforme pasa de un nivel trófico a otro.
- Orgánicos tóxicos son compuestos específicos como los pesticidas, los hidrocarburos y clorados son de origen industrial y agrícolas, por lo que tienden a resistir a los tratamientos convencionales de agua.

Los **parámetros biológicos** son indicadores de la presencia y desarrollo de cierto número de biota en el cuerpo de agua para la calidad del agua, así como su ausencia o disminución .

- Patógenos: incluyen organismos como bacterias, virus y parásitos, que causan enfermedades o las transmiten.

- Coliforme fecales: son una familia de bacterias que provienen de los intestinos de los animales de sangre caliente, , por lo que el indicador utilizado es el organismo del grupo *Escherichia coli*.

Existen otros parámetros fisicoquímicos y biológicos que también determinan las características del agua pero que podrían tener un componente analítico más complejo o no son relevantes. Así que para evaluar la calidad del agua es preferible seleccionar pocos parámetros o aquellos que sean relevantes para el estudio.

Además, las fuentes contaminantes como pueden ser puntuales y difusas: las puntuales son aquellas que son puntos específicos de descarga, mientras que las difusas son zonas amplias de descarga provenientes de infiltraciones o escurrimientos por las precipitaciones o lixiviados de los campos de cultivo, pueden afectar la calidad del agua (Emilio Campos Arenas, 2023).

Las actividades humanas y factores ambientales provocan la contaminación del agua, por consiguiente, se conoce que tiene efectos adversos a la salud humana y al ecosistema, por lo que es importante la implementación de normatividad adecuada y utilizar herramientas para gestionar y proteger el recurso. Para gestionar la calidad del agua existen 3 importantes herramientas que mejoran el entendimiento de este:

1. Observación,
2. Análisis teórico, y
3. Modelación numérica

VII.2 MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Primeramente, un modelo es una concepción que se utiliza para representar algo a escala para poder comprenderlo (Meyer, 2012). En términos generales, el modelo conceptual es la representación de la realidad, el cual es trasladado a un código computacional que se configura para obtener la modelación de una situación o sistema en particular (S. C. Chapra, 2008)

Los modelos se pueden clasificar de muchas maneras, pero principalmente se pueden enfocar de la siguiente manera (Ji, 2008):

1. Estadístico (empírico) o mecánico: los estadísticos o empíricos suelen expresar una relación matemática sencilla derivada de ecuaciones estadísticamente ajustadas a los datos observados. En cambio, los mecánicos son explicativos y se formulan a partir de ecuaciones que contienen parámetros directamente definidos y observables.
2. Determinístico o estocástico: el modelo determinístico contiene componente que no son al azar y son determinados por ecuaciones matemáticas, un valor inicial siempre producirá la misma salida, sin permitir variaciones aleatorias. En cambio, el modelo estocástico contiene componentes aleatorias y la salida producirá una distribución estadística expresada en valores aleatorios.
3. Analítico o numérico: los modelos matemáticos pueden ser analíticos o numéricos. El modelo analítico tiene una solución matemática exacta de las ecuaciones diferenciales que describen los procesos.

El modelo matemático establece una interacción entre el grupo de variables y sus ecuaciones, basado en fundamentos químicos, físicos y biológicos, para describir la modificación en tiempo y espacio.

Los modelos matemáticos se han desarrollado en ramas de la ingeniería y la ciencia para entender los fenómenos y poder predecir su comportamiento en el futuro. Para el campo ambiental, nace por la necesidad de comprender mejor las interacciones entre el medio ambiente, el ecosistema, la población humana y animal (Wainwright & Mulligan, 2004).

Representar la realidad de los sistemas naturales y sus procesos que ocurren dentro de ellos, se puede realizar con la modelación como herramienta numérica o física (Buitrago Aguirre & Hernández Suárez, 2018).

Los modelos ambientales pueden ser de calidad del agua hidrológico, hidrogeológico, hidráulico, sedimentológico.

Los modelos de calidad del agua en un sistema de agua superficial (aquellas que están abiertas a la atmósfera, como los ríos, lagos, reservorios, estuarios y aguas costeras), ayudan a entender mejor y representar de manera real los procesos químicos, físicos y biológicos en ellas. Además, incorporan efluentes y/o fuentes no puntuales con diversas características que varían con el tiempo, el caudal y condiciones meteorológicas.

Principalmente, los modelos de calidad del agua están basados fundamentalmente en cuatro términos.

- El experimento: es la fase de extracción de información sobre un sistema, quiere decir que implica aplicar condiciones externas a las variables y observar su respuesta.
- El sistema: son los componentes estructurales y los que no, que se interconecta con el ambiente. Estos se dividen en variables originadas por el ambiente que tienen influencia en el comportamiento del sistema y , por el otro lado, las variables del sistema que influyen en el comportamiento del ambiente.
- El modelo: es la aproximación al sistema de cual se experimenta y se quiere obtener respuestas.
- La simulación: es un experimento realizado al modelo para entender la cause y efecto en el mundo real, puede ser un programa de computación o por ecuaciones matemáticas.

Los modelos de calidad del agua tienen características que las difieren unas de otras para cada diferentes cuerpos de agua, y conforme a ellas se pueden seleccionar el mejor que se adecue al área de estudio.

R. Manivanan (2008) menciona que existen tres puntos importantes antes de seleccionar un modelo numérico, el primero que debe utilizarse los modelos sencillos cuando los datos de calidad y caudal son mínimos, también los modelos pueden apoyar en la planificación de programas y anticipar el impacto de la ausencia de datos, y, por último, solo se deben usar los modelos multidimensionales cuando se cuenta con datos disponibles y confiables.

Existe una alta diversidad de modelos enfocados en la calidad del agua que presentan una amplia gama de técnicas y requisitos de datos de entrada (Canter, 1985, como se citó en R. Manivanan, 2008)

VII.3 QUAL2K

El modelo QUAL2K es un software utilizado para modelar la calidad del agua en ríos y corrientes superficiales. Desarrollado originalmente en 2003 por Chapra & Pelletier con el nombre QUAL2E, y para el año 2008 fue mejorado para dar lugar a su nombre actual. Un aspecto adicional es que se encuentra respaldada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés).

El modelo se utiliza para corrientes bien mezcladas en las que solo importa la dirección del flujo, además que considera son constantes las fuentes contaminantes y el flujo de la cuenca.

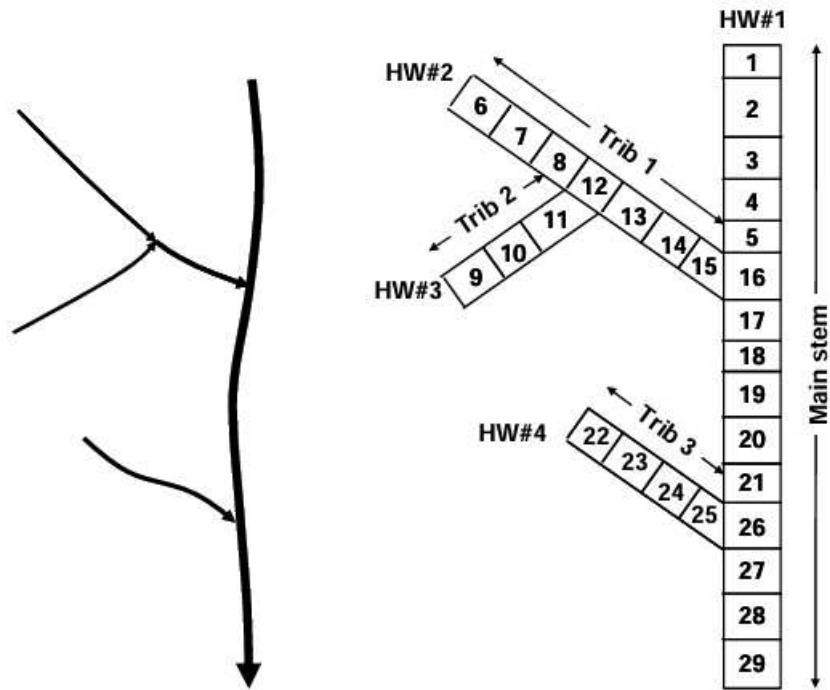


Figura 1. Representación de la segmentación para un río y la numeración.

Fuente: (Chapra et al., 2012)

Es un modelo unidimensional en dirección del flujo, como se mencionaba anteriormente, y esto porque las dimensiones de longitud de un río son mayores que las profundidades. Esta desarrollado en el lenguaje Visual Basic de Windows, a través del software de Excel, lo que facilita su accesibilidad.

No presenta limitaciones para el número de tramos en la corriente ni la longitud de ella, además que se pueden introducir diversas fuentes puntuales o difusas.

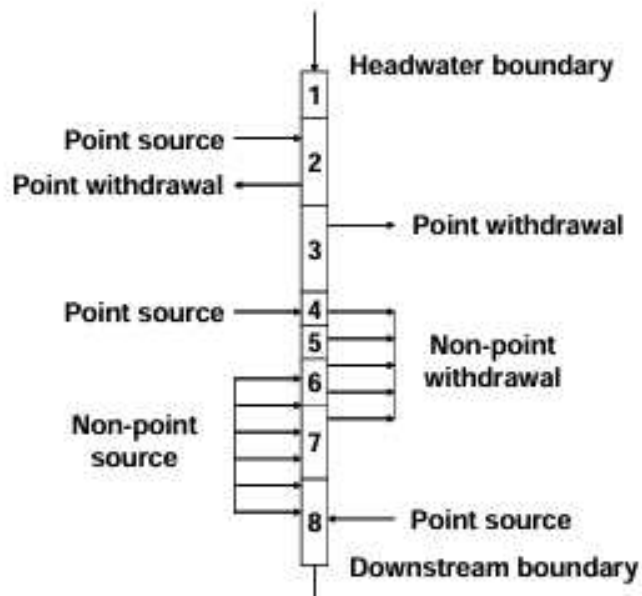


Figura 2. Esquema de segmentación general de una corriente.

Fuente: (Chapra et al., 2012)

Cualquier tramo puede subdividirse en varios elementos igualmente de tamaño, como se observa en Figura 3.

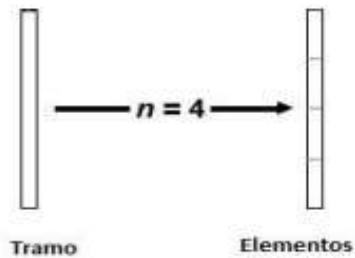


Figura 3. Modelación de un tramo dividido en (n) elementos de igual longitud.

Fuente: (Chapra et al., 2012)

Tiene la característica que simula los parámetros de calidad del agua en escala de tiempo diurna, aunque también tiene la opción de una modalidad cuasi-dinámico (Castro Huertas, 2015; Jaramillo et al., 2016)

Igualmente, el modelo considera para cada variable un balance general de masa en cada elemento computacional, analiza el comportamiento del contaminante en el agua por medio de varios fenómenos: advección, dispersión/difusión, reacción y sumideros (Pelletier et al., 2006; Castro Huertas, 2015).

Cuando los procesos de advección, dispersión, reacción y sumideros son independientes, su efecto es aditivo y la correspondiente tasa de cambio de la concentración de la sustancia química se representa con la ecuación, el cual es una ecuación diferencial parcial de segundo orden.

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} C_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} C_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} C_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{E'_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i$$

(1)

Donde:

Q_i = flujo (m^3/d , ab= abstracción),

V_i = volumen (m^3),

E'_i = coeficiente de dispersión longitudinal entre cada segmento i y $i+1$ (m^3/d),

W_i = la carga externa i (mg/d), y

S_i = fuentes de la variable por reacciones de transferencia de masa ($g/m^3/d$ ó $mg/m^3/d$).

El balance general de masa es para todo el tramo, por lo que incorpora todas las aportaciones y salidas que se presenten dentro de él:

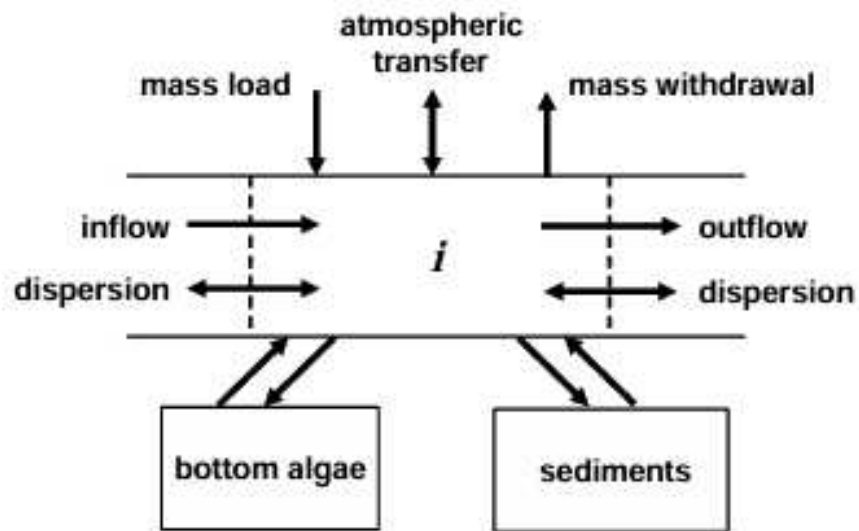


Figura 4. Representación gráfica del balance de masa

Fuente: (Chapra et al., 2012)

El modelo permite modelar varios parámetros fisicoquímicos y biológicos:

- Temperatura
- pH
- Alcalinidad
- Conductividad eléctrica
- Sólidos suspendidos

- Compuestos del nitrógeno: nitrógeno orgánico, amonio, nitrato, amoniaco y nitrógeno total.
- Oxígeno disuelto
- Demanda Bioquímica de Oxígeno (rápida y lenta)
- Fósforo orgánico y fósforo inorgánico
- Fitoplancton
- Patógenos: Coliformes fecales
- Detritus

Una parte fundamental del modelo es el componente hidráulico, por lo que el QUAL2k simula un flujo estable en la superficie y no uniforme, donde va cambiando conforme el trayecto recibe descargas o extracciones.

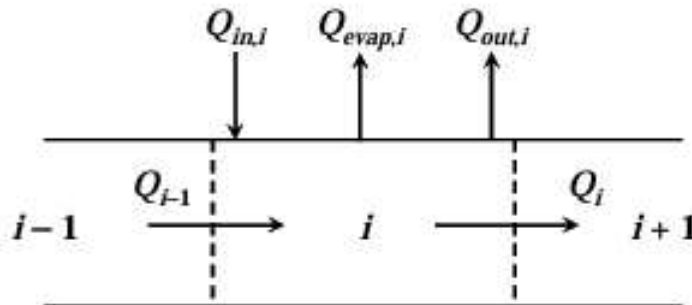


Figura 5. Esquema del flujo de los elementos en el balance.

Fuente: (Chapra et al., 2012)

En el siguiente diagrama se muestra el esquema de interacción de las variables que influyen e interactúan para modelar la calidad del agua por el QUAL2k.

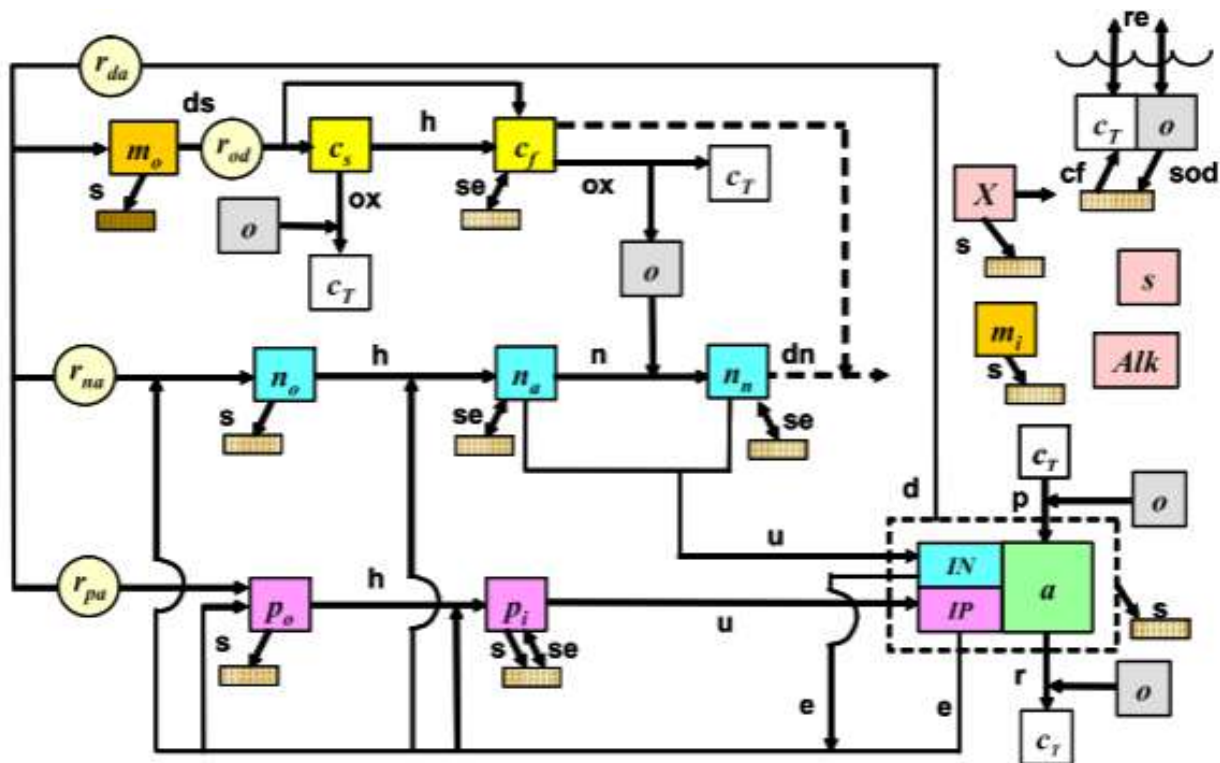


Figura 6. Esquema del modelo cinético y el proceso de transferencia de masa.

Donde:

Reareación (re), intercambio de sedimento (se), demanda de oxígeno de sedimentos (SOD), sedimentación (s), y flujo de carbono inorgánico del sedimento (cf), como parte del proceso de transferencia de masa.

respiración (r), Disolución (ds), muerte (d), hidrólisis (h), oxidación (ox), respiración/excreción (rx), nitrificación (n), desnitrificación (dn), fotosíntesis (p), y excreción (e), como parte del proceso cinético.

Las fuentes no puntuales y abstracciones las modela como fuentes lineales, quiere decir que desde donde comienza hasta el final tramo, y lo distribuye en la longitud par cada elemento de manera ponderada, como se observa en la

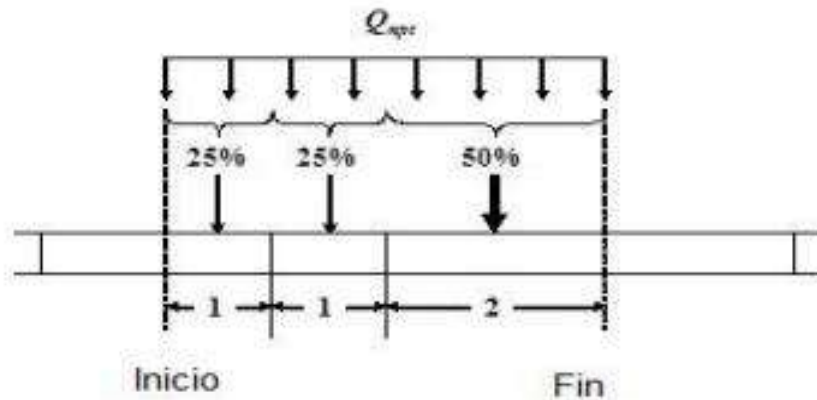


Figura 7. Distribución de las fuentes no puntuales o difusas.

Así mismo, el modelo tiene dos opciones para calcular la profundidad y la velocidad; la primera mediante las “rating curves” y la segunda por medio de la ecuación de Manning:

- Rating Curves: La ecuación de potencia relaciona la profundidad con la velocidad media y el caudal de las variables del tramo.

$$U = aQ^b$$

$$H = \alpha Q^\beta$$

Donde a, b, α, β son coeficientes empíricos de la curva velocidad- caudal y profundidad-caudal, respectivamente.

- Ecuación de Manning: Define que el tramo es un canal trapezoidal, y expresa la relación entre la profundidad y el caudal:

$$Q = \frac{S_0^{1/2} A_c^{5/3}}{n p^{2/3}}$$

Donde Q es el caudal, S_0 es la pendiente del fondo, A_c es área transversal, n es el coeficiente de Manning, y p es el perímetro mojado.

Es importante mencionar que se puede ocupar cualquiera de los dos, pero depende de los datos que se tengan y si estos son confiables.

VIII METODOLOGÍA

Este capítulo describe la metodología para lograr el objetivo general y los específicos de la investigación por medio de las siguientes etapas: 1) Recopilación de los datos, 2) Análisis del laboratorio, 3) Calibración del modelo QUAL2k, 4) Análisis estadístico, 5) Escenarios de simulación. Se describen de manera detallada en los apartados siguientes.

El diagrama de flujo ilustra el diseño experimental de manera general en la Figura 8.

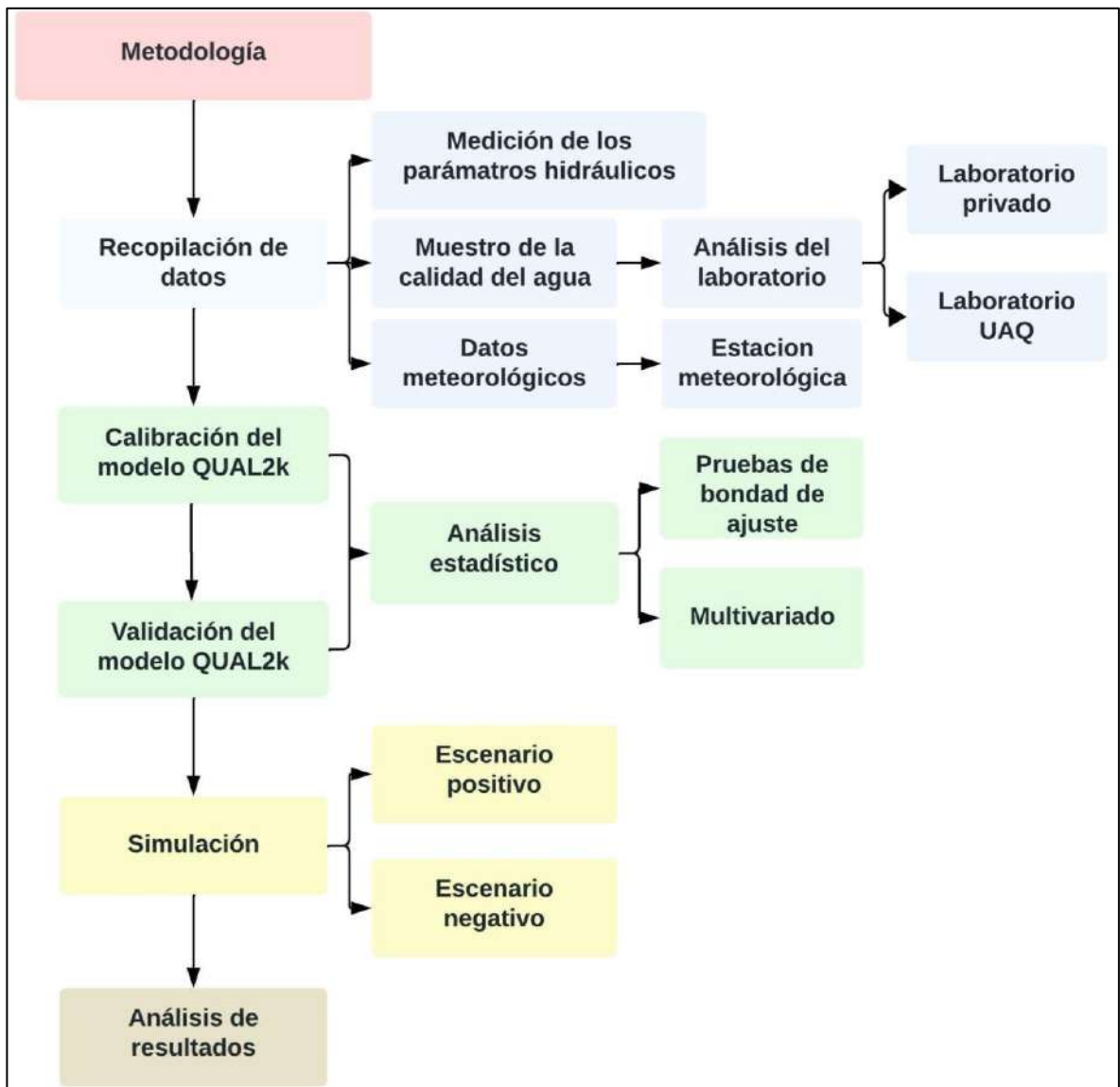


Figura 8. Esquema del diseño experimental del proyecto.

VIII.1 DESCRIPCIÓN DEL TRAMO DE ESTUDIO

El estado de Querétaro forma parte de dos regiones hidrológicas: Pánuco (n° 26), situada en el norte, centro y sureste; y Lerma-Chapala-Santiago (n° 12), en el oeste y suroeste (Gutiérrez-López et al., 2020).

El nombrado “Río Querétaro” es una cuenca administrativa con una superficie aproximada de 2,135 km² y representa el 18.14% del total de la superficie del estado de Querétaro. Abarca los municipios de Querétaro, Corregidora, El Marqués y Huimilpan. Su principal corriente es el “Río Querétaro”, anteriormente llamado Río Blanco, forma parte de la región hidrológica Lerma-Santiago. Nace en las faldas del cerro El Zamorano y recorre varios municipios donde su nombre cambia y confluye con otros ríos para finalmente recibir las aportaciones del río el Pueblito antes de cruzar a Guanajuato para finalmente desembocar en el río Lerma, el cual forma parte de la segunda cuenca más importante del país (DOF, 2024).

Durante su recorrido sobre el municipio de El Marqués interactúa con otros ríos de menor caudal como el río Pinal, el río Chichimequillas, y otros más.

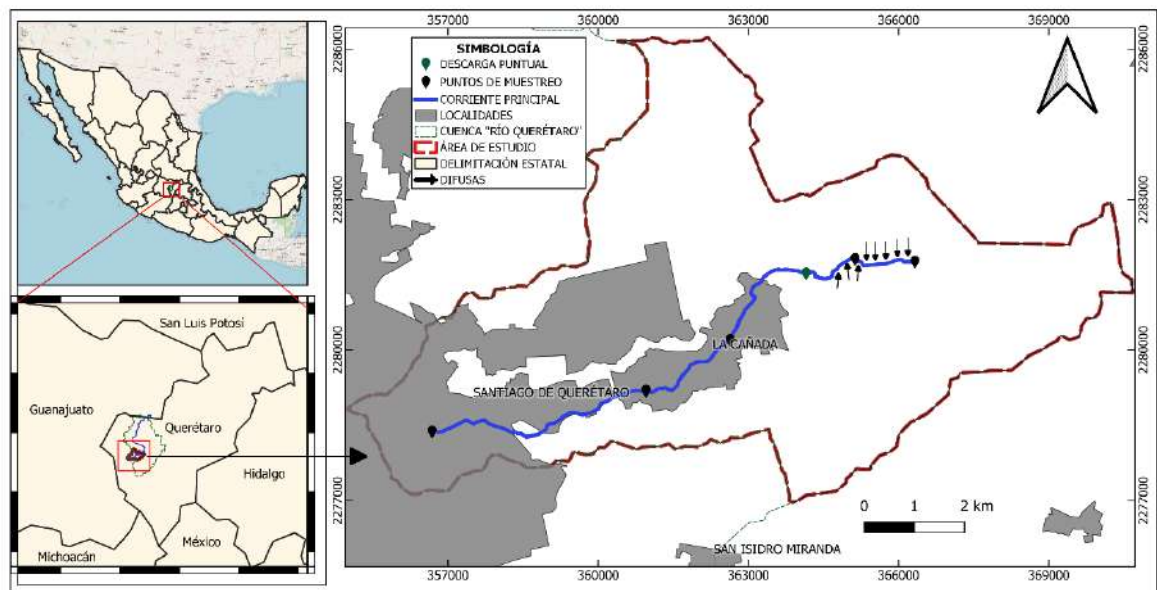


Figura 9. Localización de la corriente de estudio en El Marqués, Querétaro.

Fuente: Elaboración propia

El tramo seleccionado presenta condiciones antes de la entrada a la zona urbana Querétaro, y se encuentra ubicada dentro de la microcuenca definida como la Cañada. Dentro de ella se presentan varios usos de suelo, los que destacan son la agricultura, y la zona urbana. Además, en los recorridos se identificaron áreas de ganadería como porcino y bovino.

Se seleccionaron 5 puntos en la corriente del río para realizar el muestreo, y se identificó una descarga sobre el río de una planta tratadora de agua residual.

Tabla 1. Puntos de muestreo para calidad del agua en el río Querétaro.

Puntos	No	Coordenadas		Elevación (m.s.n.m.)	Distancia acumulada (km)
		Longitud	Latitud		
Trinidad	1	366325	2281755	1889	10.91
Saldarriaga	2	365131	2281806	1885	9.71
La Cañada	3	362635	2280196	1871	7.22
La presa del diablo	4	360955	2279179	1858	4.25
Los Arcos	5	356683	2278365	1841	0

VIII.2 MEDICIÓN DE PARÁMETROS HIDRÁULICOS

Como parte de la fase de campo del proyecto y los requerimientos del modelo se estiman los caudales con el método de área-velocidad. Este método necesita la velocidad media y el área de la sección transversal de la corriente, utiliza la ecuación de continuidad:

$$Q = \iint V * dA$$

Donde:

V_i , es la velocidad ocasionada por la suma de los caudales en cada medición y se aproxima con una integral la integral.

D_i , es la profundidad

El caudal se calcula con los valores promedios del ancho Δw_i del cauce:

$$Q = \sum V_i D_i \Delta w_i$$

Para cada tramo se calcula el área de la sección transversal, junto con el ancho del río, y este se fracciona en tramos para calcular la profundidad D_i .

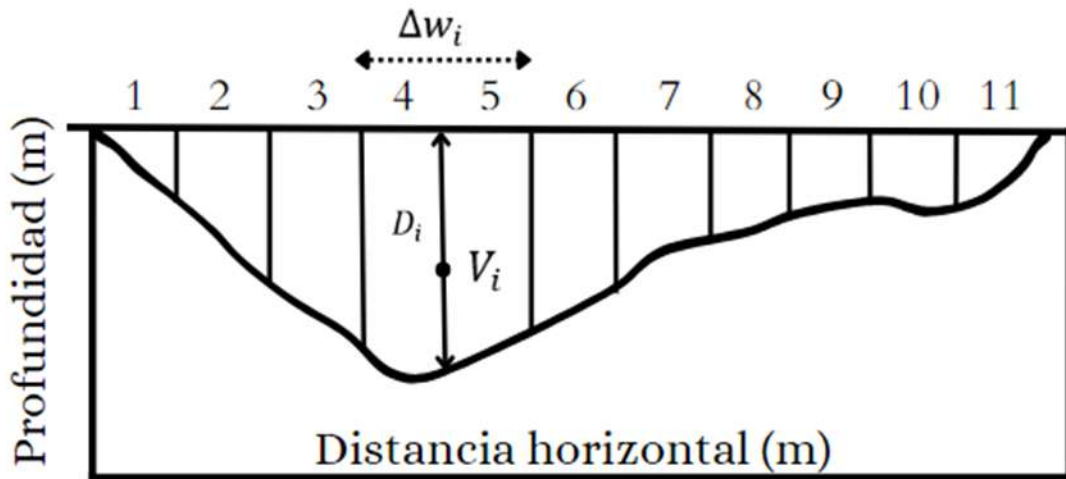


Figura 10. Ejemplo de fracción de una sección transversal.

Fuente: Elaboración propia.

Conforme a Lozano-Rivas (2013) el criterio de selección de los intervalos para el aforo de las aguas superficiales:

Tabla 2. Criterio para el número de secciones.

Ancho (m)	<1,0	1,0 a 2,0	2,0 a 4,0	4,0 a 10,0	10,0 a 30,0	>30,0
# segmentos o criterio de selección de intervalo	3	5 a 10 (cada 0,2m)	4 a 8 (cada 0,5m)	4 a 10 (cada 1m)	5 a 15 (cada 1m)	cada 3 a 5 m

Fuente: (Lozano-Rivas, 2013)

La velocidad V_i en un punto, se mide con el uso de un micromolinete. Es un instrumento de medición para corrientes de quebradas y ríos que mide la velocidad en un punto del flujo del agua. El micromolinete de la marca JDC Eletronic S.A., modelo FL-KIT1, utiliza el principio de la medición de la velocidad basado en el giro por la hélice.

De acuerdo con Hudson (1997), la velocidad media corresponde a cada tramo de la sección transversal con altas profundidades se debe medir la velocidad a 0.2 y 0.8 de profundidad, en caso de no sea profunda se debe realizar a 0.6 de la profundidad total.

El área de cada tramo o sección se determina como el área de un trapecio y en caso, que sea cero un extremo se determinará como el área de un triángulo (Villón Béjar, 2004).

Una vez obtenido la velocidad y el área de cada fracción, se obtiene el caudal para cada sección. Finalmente, la suma de los caudales es el caudal total:

$$Q = A * V$$

Donde:

Q , es el caudal, en m^3/s

A , es el área de la sección transversal, en m^2

V , es la velocidad media del agua, en m/s

VIII.3 MEDICIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

Se llevaron a cabo dos muestreos, la primera en temporada de lluvia y la segunda en temporada post lluvia como temporada seca, para los seis puntos de muestreo definidos anteriormente en el segmento.

El proceso se dividió en recolección, conservación y almacenamiento de las muestras y se hicieron de manera segura por el investigador del presente, y conforme a lo estipulado en la NMX-AA-003-1980, y Giraldo Gómez (1995) en su manual de análisis del agua.

a) Recolección

La recolección de la muestra se realizó con recipientes de material de polietileno de 5 litros con tapas herméticas. Los recipientes se identifican con numeración y en una hoja de registro con el sitio, la fecha, hora y los parámetros de campo.

De acuerdo con Giraldo Gómez (1995) en ríos o arroyos las concentraciones varían conforme a la profundidad, distancia a la orilla y la velocidad de corriente por lo que la muestra es tomada a la mitad de la corriente y la profundidad media.

Por lo que la muestra es puntual, es representativa de un determinado momento, y en el sitio que es tomada.

Para toma de la muestra se lava el recipiente 2 a 3 veces para que el agua recolectada en el río refleje las condiciones reales. Se preserva la muestra a una temperatura entre 2°C a 8°C hasta su análisis, el cual no debe ser máximo de 7 días y, en caso particular, 24 horas para la determinación de la DBO₅.

Durante el trabajo de recolección de las muestras se miden los parámetros de pH, temperatura, y Conductividad Eléctrica con una sonda multiparamétrica Walfront modelo IP67.

Mientras que para el parámetro de Oxígeno Disuelto se ocupó la sonda de la marca HANNA modelo HI98193, calibrado anteriormente conforme al manual de instrucciones en el laboratorio.

b) Preservación

Conforme a la NMX-AA-003-1980 las muestras son conservadas en una hielera con hielo durante el transporte. Las muestras para el laboratorio se entregarán enseguida y se conservará el segundo recipiente de cada muestra para elaborar en el laboratorio de hidráulica.

c) Almacenamiento

Para el almacenamiento se mantendrán en refrigeración a una temperatura de 4°C en la oscuridad y el tiempo máximo de conservación conforme a los parámetros que se analizarán serán de 48 horas (Giraldo Gómez, 1995).

VIII.4 ANÁLISIS DEL LABORATORIO

Las muestras recolectadas se dividieron en dos recipientes del mismo volumen, la primera muestra del recipiente se entregó al laboratorio privado INESA S.A. de C.V. para los parámetros de Escherichia coli, Demanda Bioquímica de Oxígeno, y Demanda Química de Oxígeno.

Tabla 3. Métodos de análisis para los parámetros usados por el laboratorio de INESA.

Parámetro	Método
Escherichia coli	NMX-AA-042-SCFI-2015
Demanda Bioquímica de Oxígeno 5	NMX-AA-028-SCFI-2021
Demanda Química de Oxígeno	NMX-AA-030/2-SCFI-2011

Mientras que el segundo recipiente, los parámetros de Nitrato (NO_3), Fosfato (PO_4), Amonio (NH_4), y Sólidos Suspendedos Totales, se realizan dentro del laboratorio GRUTAR ubicado en el laboratorio de hidráulica.

Tabla 4. Método de análisis para los parámetros en el laboratorio GRUTAR.

Parámetro	Método de análisis
Nitrato (NO_3)	UniCell Vials HCT 106 Hach Company
Fosfato (PO_4)	Test'N Tube Kit Hach Company
Amonio (NH_4)	Test'N Tube Kit Hach Company
Sólidos suspendidos totales	NMX-AA-034-SCFI-2015

VIII.5 IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO

Los resultados obtenidos durante los trabajos de campo se utilizan como datos de entrada para el modelo, además de la estimación de la cobertura de alga en el tramo en los puntos de muestreo seleccionados. De igual forma, se requieren los datos

meteorológicos proporcionados por la red meteorológica, como la temperatura del aire y del punto de rocío, y la velocidad del viento.

El modelo tiene la configuración de requerir los datos iniciales y el trazado de los tramos de la corriente, ver Figura 11, se segmentó en 8 tramos y se identificaron los puntos de fuentes difusas y puntuales del río.

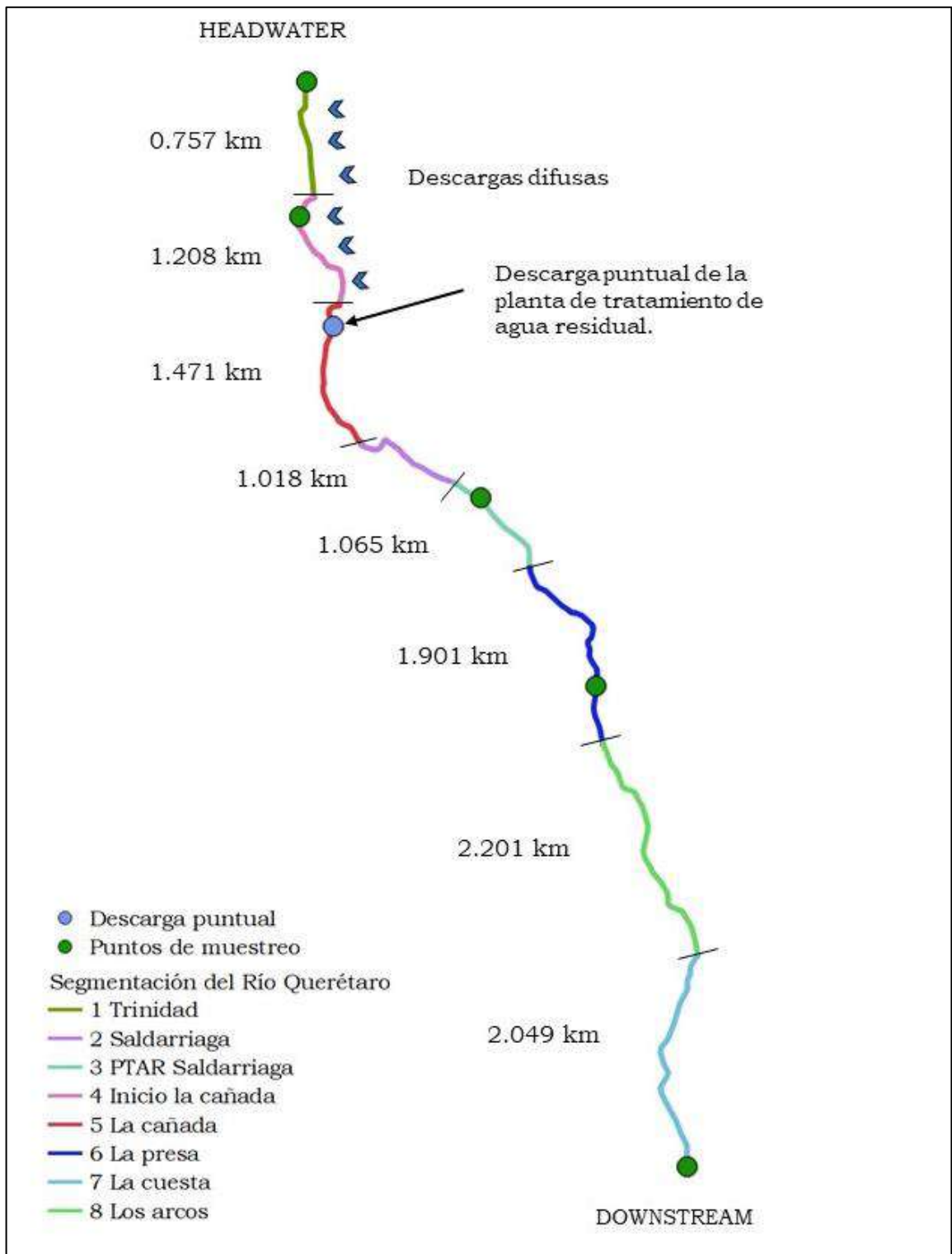


Figura 11. Segmentación del tramo del río y ubicación de los componentes.

El modelo QUAL2K tiene una sección de “Headwater” donde se ingresa los valores del punto inicial de la corriente, así como el caudal que fue 0.356 m³/s, con una elevación de 1889 msnm, y los resultados de las variables de calidad del agua, asumiendo que todo el día presentan la misma concentración.

Tabla 5. Datos de entrada en las pestañas “Headwater”

Water Quality Constituents	Units	12:00 a. m.- 11:59 p.m.
Temperature	°C	24.10
Conductivity	μmhos	970
Inorganic Solids	mgD/L	273.07
Dissolved Oxygen	mg/L	0.49
CBODfast	mg/L	20.50
NH4-Nitrogen	μg/L	236.66
NO3-Nitrogen	μg/L	2433.33
Organic Phosphorus	μg/L	11750
Inorganic Phosphorus (SRP)	μg/L	22550
Pathogen	NMP/100 mL	2400
pH	s.u.	8.67

Las constante hidráulicas son parte inicial del QUAL2K y se seleccionó el método de Manning, ya que durante los trabajos de campo se obtuvieron los valores necesarios.

Tabla 6. Definición de las constantes hidráulicas.

Tramo		Ubicación		Elevación		Pendiente	Manning (n)	Ancho (m)
Inicio	Final	Headwater (km)	Downwater	Headwater (msnm)	Downwater (m)			
Trinidad	Saldarriaga	11.670	10.913	1889	1884	0.0050	0.07	3.20
Saldarriaga	PTAR Saldarriaga	10.913	9.705	1884	1878	0.0050	0.07	3.57
PTAR Saldarriaga	Inicio la cañada	9.705	8.234	1878	1871	0.0040	0.08	3.57
Inicio la cañada	La cañada	8.234	7.216	1871	1865	0.0050	0.08	5.40
La cañada	La presa	7.216	6.151	1865	1858	0.0055	0.08	5.40
La presa	La cuesta	6.151	4.250	1858	1850	0.0035	0.08	6.20
La cuesta	Los arcos	4.250	2.049	1850	1841	0.0034	0.07	6.20
Los arcos	Bernardo quintana	2.049	0.000	1841	1829.	0.0059	0.05	7.20

Dentro del tramo se identificaron fuentes difusas, no se encontraron descargas puntuales sobre la corriente, sin contar la planta de tratamiento de las aguas residuales.

De acuerdo con bibliografía se determinaron los valores de los parámetros fisicoquímicos y biológicos para las fuentes difusas ganadera porcina, ganadera bovino y agricultura (Antonio Garzón-Zúñiga & Buelna, 2014; Borja et al., 2019; Cámara Durán, 1994; Lina María Cardoso Vigueros et al., 2021).

Tabla 7. Concentraciones de las descargas difusas.

Parámetro	Unidad	Ganadería bovina	Ganadería porcina	Agricultura
Temperatura	°C	-	35	-
Conductividad eléctrica	μmhos	-	-	2500
Sólidos suspendidos totales	mg/l	311.10	-	375.0
Oxígeno disuelto	mg/l	-	-	1.6
DBO ₅	mg/l	215.4	200	72
Amonio	μg/l	-	400	-
Nitrato	μg/l	-	-	1000
E.coli	NMP/100ml	1200	1000	1400
pH	-	7.8	7.8	7.3

VIII.6 CALIBRACIÓN DEL MODELO QUAL2K

Base elemental para la representación de los valores reales en valores simulados es la calibración, la cual consiste en ajustar el modelo con los valores obtenidos en campo. Conforme a S. C. Chapra (2008) los datos recopilados en campo de calidad del agua e hidráulico deben ser los más similares a las condiciones reales, por lo que la calibración del modelo los resultados de la temporada de lluvia.

Durante la calibración del QUAL2k se modifican los parámetros cinéticos y las tasas de reacciones químicas, las cuales rigen el comportamiento de los parámetros, esto se ajusta gradualmente hasta obtener un ajuste aceptable entre el modelo y los datos reales.

Una vez que se tiene la calibración, se debe realizar la validación, por lo que los resultados obtenidos en la temporada post lluvia se utilizan para demostrar que el

modelo es representativo y su rango se encuentra dentro d su dominio de aplicación (Buitrago Aguirre & Hernández Suárez, 2018)

Ahora bien, para asegurar que los resultados obtenidos en la calibración y validación sean óptimos y se ajustan los simulados con los obtenidos en campo, se ocupan las pruebas de bondad de ajuste.

Para medir el desempeño del modelo se evaluaron por medio del Raíz del Erro Cuadrático Medio (RMSE, por sus siglas en ingles), Coeficiente de Nash & Sutcliffe (NSE) e Índice de Concordancia de Willmott:

- **Raíz del Error Cuadrático Medio (RMSE)**

Determina el error entre dos conjuntos de datos, en este caso, es la media de la diferencia al cuadrado entre los valores observados y los valores estimados en el modelo (Ji, 2008).

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2} \quad (2)$$

Donde X_i , es el valor del n-ésimo dato observado, Y_i es el valor n-ésimo dato estimado. Los valores de RMSE se ajustan de 0 a ∞ , cuando su valor es 0 indica un ajuste perfecto a los datos.

Tabla 8. Criterio de evaluación de RMSE.

Clasificación	RMSE
Muy bueno	RMSE >0.7
Bueno	0.7 < RMSE < 1.2
Satisfactorio	1.2 < RMSE < 2.2
Insatisfactorio	RMSE > 2.2

Fuente: (Ritter & Muñoz-Carpena, 2013; García-Gallego & Salcedo Salgado, 2020)

- **Coeficiente de Nash & Sutcliffe (NSE)**

Es una medida del error cuadrático medio respecto a la varianza observada. Si el error es cero entonces el NS es 1, lo que conlleva un ajuste perfecto. Sin embargo, si NS es 0 y conforme aumenta negativamente el modelo no se ajusta.

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \quad (3)$$

Donde \bar{X} es el promedio de los datos observados.

Tabla 9. Criterio de evaluación de NSE.

Clasificación	NSE
Excelente	>0.8
Muy bueno	0.8 – 0.6
Bueno	0.6 – 0.4
Satisfactorio	0.4 – 0.2
Insatisfactorio	< 0.2

Fuente: (Molnar, 2011)

- **Índice de Concordancia de Willmott**

En una medida del grado de error de la predicción de un modelo, representando la relación entre el error cuadrático medio y el error potencial (Moriasi et al., 2015).

$$W = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - Y_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|Y_i - \bar{X}| + |X_i - \bar{X}|)^2} \quad (4)$$

- **Análisis multivariante**

Los parámetros de calidad del agua esta relacionados entre ellos, un parámetro puede analizar a otro o puede hacerlo para más parámetros, o puede evaluar tipos de contaminantes. Además, que las concentraciones pueden variar de un día a otra, de un punto de muestro a otro, por lo que la interpretación de los datos es importante y también se requiere de evaluar múltiples relaciones que exista entre ellos y evolución a través del espacio y tiempo, por lo que se utiliza un método de análisis multivariado, que servirá como técnica de interpretación de los resultados de calidad del agua (Azhar et al., 2015; Gómez Miranda & Peñuela Mesa, 2016).

El análisis multivariante son aquellos métodos estadísticos que analizan de manera simultánea múltiples variables de una investigación, y que permitan diferenciar la aportación individual de cada variable, con el fin de predecir los fenómenos (Meneses, 2019). Se utiliza el método de análisis de componentes principales (ACP).

- **Análisis de componentes principales (ACP)**

Utilizado para analizar las relaciones simultaneas que hay entre variables cuantitativas y así identificar grupos de características similares, analiza las relaciones interdependientes para describir la estructura de las variables mediante la identificación de las características similares para diversidad variables cuantitativas (Meneses, 2019).

La técnica de ACP intenta interpretar la varianza de un conjunto de variable interrelaciones convirtiéndolas en un conjunto más pequeño de variables independiente para explicar la estructura del conjunto de los contaminantes (Zhao et al., 2012).

VIII.7 ESCENARIOS DE SIMULACIÓN

Considerando el crecimiento poblacional que se ha presentado en Querétaro y la clasificación del uso de suelo definida alrededor del rio que impacta en él, además del incremento las concentraciones en los parámetros de calidad del agua se verán afectados (Torres-Bejarano et al., 2022).

Los escenarios planteados de manera positiva y negativa toman en cuenta las concentraciones, caudales y sistemas de tratamiento para evaluarlos, se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 10. Escenario negativo y positivo aplicados con su descripción.

Escenario		Descripción
NEGATIVO	Aumento de carga contaminantes	Incremento al 50%, y 100% de las concentraciones de las cargas difusas.
	Aumento de caudales	Incremento del 50%, y 100% de las concentraciones de las cargas difusas. Además

Escenario		Descripción	
		del incremento de los caudales para las aportaciones difusas y la puntual.	
	Aumento de carga contaminantes, y nueva descarga puntual	Incremento al 50%, y 100% de las concentraciones de las cargas difusas.	
	Aumento de caudales nueva descarga puntual	Incremento al 50%, y 100% de las concentraciones de las cargas difusas. Además del incremento de los caudales para las aportaciones difusas y la puntual.	
POSITIVO	Disminución de carga contaminante	Disminución del -50% de las concentraciones de los contaminantes de las aportaciones difusas	
	Tratamiento de las aportaciones difusas	Las concentraciones cumpliendo con la normatividad aplicable.	
	Nueva PTAR	Instalación de una nueva PTAR en la zona de la cañada	Instalación de una nueva PTAR en la zona de la cañada.
		Adicionalmente el tratamiento de las aportaciones difusas.	

Los escenarios de simulación serán con valores de referencia de la calibración, ya que durante la temporada seca el río Querétaro disminuye su caudal hasta un punto estático.

El escenario negativo donde se adiciona una descarga de agua residual es suponiendo que el crecimiento población rebasa el límite de la actual y que la población tenga la necesidad de descarga su agua residual al río.

A continuación, se muestran las concentraciones de descarga agua residual doméstica conforme a bibliografía.

Tabla 11. Concentración de la descarga puntual doméstica.

Parámetro	Unidad	Doméstica
Temperatura	°C	-
Conductividad eléctrica	μmhos	-
Sólidos suspendidos totales	mg/l	720
Oxígeno disuelto	mg/l	-
DBO ₅	mg/l	220
Amonio	μg/l	25000
Nitrato	μg/l	0
Fosfato	μg/l	5000
E.coli	NMP/100ml	2400
pH	-	7.27

IX RESULTADOS Y DISCUSIÓN

IX.1.1 MEDICIÓN Y ESTIMACIÓN DE CAUDALES

Como dato de entrada se utilizan los valores obtenidos del caudal, en donde el modelo QUAL2K lo determina mediante los balances de flujo, desde la cabecera del río hasta el punto final del tramo.

De acuerdo con lo recolectado en los dos muestreos donde se midió la profundidad, la longitud del cauce, la velocidad, para obtener el caudal de cada punto. El caudal medio en temporada húmeda fue de 0.348 m³/s, y para la temporada seca de 0.12 m³/s.

Para los aforos, los puntos fueron definidos por sus características hidráulicas y por su facilidad para medir, ya que durante los muestreos se identificaron zonas de difícil acceso o peligrosas para ingresar, ver Tabla 12.

Tabla 12. Aforo en los puntos de muestreo para el tramo seleccionado del Río Querétaro.

Identificación	Puntos	Temporada	Ancho (m)	Área (m ²)	Velocidad (m/s)	Profundidad (m)	Caudal (m ³ /s)
Trinidad	1	Lluvia	3.2	2422.4	0.385	0.290	0.356
		Post-lluvia	4.2	3179.4	0.234	0.130	0.1176
Saldarriaga	2	Lluvia	3.5	4228	0.226	0.410	0.398
		Post-lluvia	6.4	7731.2	0.078	0.247	0.0477
Cañada	3	Lluvia	5	5090	0.248	0.280	0.324
		Post-lluvia	6	6108	0.127	0.161	0.1243
La presa	4	Lluvia	6	11406	0.212	0.280	0.381
		Post-lluvia	8	15208	0.148	0.104	0.1911
Arcos	5	Lluvia	7	14343	0.372	0.140	0.282
		Post-lluvia	9.8	20080.2	0.224	0.056	0.1368

La profundidad mayor dentro de la corriente se presentó en el segundo punto de muestreo definido como Saldarriaga con una profundidad de 0.41 m en temporada de lluvia y post lluvia de 0.25 m. Además, en ese punto se presentó el caudal mayor con 0.3977 m³/s, seguido del cuarto punto, identificado como “antes de la presa el diablo” con un caudal de 0.3808 m³/s.

La velocidad es fundamental para representar la dinámica del río, e influye en la dispersión de los contaminantes y las reacciones bioquímicas en ella. Las características de los ríos pueden cambiar significativamente con el tiempo debido a las actividades humanas, las condiciones hidrológicas y, especialmente, por las características morfológicas (Ji, 2008). Las velocidades varían en el recorrido de la corriente, siendo el punto inicial con un valor mayor de 0.385 m/s y disminuyendo hasta la presa del diablo con 0.212 m/s para la temporada de lluvia, mientras que,

en la temporada de post lluvia, se obtuvo la velocidad más baja en el punto de Saldarriaga, donde se presenta un dique de detención del agua.

IX.1.2 MEDICIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

En la Tabla 13, se presentan los resultados del laboratorio de la empresa INESA S.A. de C.V. y el laboratorio GRUTA, además de los valores de referencia encontrados.

Tabla 13. Resultados de los parámetros de calidad del agua.

Parámetro	Tiempo	Unidad	P1	P2	P3	P4	P5	D1	Límite
Temperatura	Lluvia	°C	24.1	25	25.5	23.7	23	30	35 ^A
	post-lluvia		17.9	18.5	18.9	19.5	21	29.8	
Conductividad eléctrica	Lluvia	µmhos	970	1007	1020	1035	1043	791	500 ^D
	post-lluvia		1805	1600	1316	1286	1362	1165	
Sólidos suspendidos totales	Lluvia	mg/l	273.07	231.25	285.71	180	148.14	72.46	84 ^A
	post-lluvia		66.15	48.71	100	24.44	25.34	6.94	
Oxígeno disuelto	Lluvia	mg/l	0.49	0.46	0.43	0.35	1.63	3.09	5.5 ^C
	post-lluvia		0.68	0.94	0.34	0.51	3.72	4.05	
DBO ₅	Lluvia	mg/l	20.50	19.4	17.9	19.3	21.20	19.10	150 ^D
	post-lluvia		24.4	22.7	26.6	28	25.6	10.9	
Amonio	Lluvia	µg/l	236.66	240	237	250	200	120	--
	post-lluvia		300	295	200	275	140	75	
Nitrato	Lluvia	µg/l	2295	2205	2220	2410	2105	1655	3000 ^C
	post-lluvia		2290	2195	1930	1825	1690	1800	
Fosfato	Lluvia	µg/l	22550	20700	23750	23200	21800	22550	100 ^B
	post-lluvia		7120	5400	5210	5330	5370	5590	

Parámetro	Tiempo	Unidad	P1	P2	P3	P4	P5	D1	Límite
E.coli	Lluvia	NMP/100ml	2400	2400	2400	2400	2400	4	600 ^A
	post-lluvia		139	1100	2400	2400	150	15	
pH	Lluvia	-	8.67	8	7.90	7.66	7.65	7.97	6-9 ^A
	post-lluvia		7.09	7.9	8.19	7.99	7.64	7.97	
DQO	Lluvia	mg/l	288	223.5	266.57	248	243.5	144	210 ^A
	post-lluvia		30	308.57	290.5	283	283	97.14	

^A NOM-001-SEMARNAT-2021

^B Criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89

^C Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life

^D Missouri Department of Natural Resources

El oxígeno disuelto (OD) se encuentra por debajo del valor de referencia de la guía canadiense y de los criterios ecológicos de calidad del agua para la protección a la vida acuática para la temporada de lluvia y post-lluvia.

Adicionalmente, conforme a los criterios de Misuri, EU la DBO para un río limpio deber ser menor a 5 mg/l, por lo que estas altas concentraciones de DBO₅ y los bajos niveles de OD puede representar severa contaminación y posible muerte de la vida acuática en el río, esto como consecuencia de materia orgánica en exceso y la falta de oxígeno para oxidarla (Munar-Samboní & Méndez-Pedroza, 2021).

De igual forma, para la DQO, las concentraciones son mayores a los límites permisibles establecidos en la norma mexicana superando los 210 mg/l, lo que conlleva que el agua no es apta para ninguno de los usos que se describen en la norma.

En el caso de los nutrientes, el nitrógeno y el fósforo en el agua son consecuencia del uso de fertilizantes en los cultivos, la producción de ganado y la presencia de detergente en el agua, provocada por las descargas domésticas o industriales. Existe un excedente de fosfato en las dos temporadas de muestreo conforme a lo estipulado en los criterios ecológicos ambientales y lo estimado por la Comunidad Europea de 310 $\mu\text{g/l}$ (Capó Martí, 2007). Las concentraciones de fosfato son mayores en temporada de lluvia por el uso de fertilizantes en la zona agrícola y que son arrastrados por las precipitaciones hasta el río Querétaro (Villota-López et al., 2021).

La conductividad eléctrica no es un contaminante, pero sirve como indicador contaminación, ya que mide la presencia de sales inorgánicas, cloruros, sulfatos y más, y un aumento de la conductividad representa mayores concentraciones de estas sustancias (Capó Martí, 2007). Durante las dos temporadas de muestreo presentan valores $>500 \mu\text{mhos}$ en todos los puntos, esto puede disminuir la concentración de oxígeno del agua.

El manejo inadecuado del agua, el crecimiento de la ciudad y las descargas sin tratamiento tiene como consecuencia la presencia de *Escherichia coli*. Como se observa las dos temporadas de muestrea la mayoría de los puntos en la corriente presentan concentraciones mayores al límite permisible de la norma mexicana, en cambio las concentraciones procedentes de la planta de tratamiento dan cumplimiento a la norma y sus valores son mínimos.

La temperatura y el pH son importantes por que influyen en los procesos de reacción en el agua, conforme a la norma mexicana se encuentran dentro del rango de referencia y no varían demasiado respecto a la temporada.

Los sólidos suspendidos totales ocasionan condiciones anaerobios o depósitos de lodos (Sierra Ramírez, 2011) en el fondo, y se encuentran relacionados con la materia orgánica en el agua. Además, conforme Bravo Alcántara et al. (2008), menciona que las granjas porcinas presentan altas concentraciones de sólidos y un incremento en la demanda bioquímica de oxígeno. Para la temporada de lluvia los muestreos en los cinco puntos del río rebasan el límite permisible de valor instantáneo de la NOM-001-SEMARNAT-2021, mientras que la planta de tratamiento si da cumplimiento. Para el caso de la temporada post lluvia solo el punto tres rebasa limite permisible de la norma mexicana, y los puntos restantes si dan cumplimiento con una concentración de hasta 24.44 mg/l, además de la planta con una concentración de 6.94 mg/l.

IX.1.3 ANALISIS ESTADÍSTICO MULTIVARIADO

Se realizó el análisis multivariado para las dos temporadas por separado con sus respectivas variables y concentraciones, utilizando el Software Statistica 7.

Primeramente, se realiza una clasificación expresada en una matriz de correlación de las variables, cuando las variables presentan una correlación mayor se marca de color azul las positivas y cuando es negativa de color rojo.

Tabla 14. Matriz de correlación de los parámetros de calidad del agua

	pH	T	CE	S	OD	NO3	DQO	DBO5	E.COLI	PO4	ISS	NH4
pH	1											
T	0.079	1										
CE	-0.261	-0.932	1									
S	-0.362	-0.908	0.993	1								
OD	-0.164	0.734	-0.810	-0.757	1							
NO3	0.066	-0.857	0.866	0.824	-0.955	1						
DQO	0.299	-0.833	0.796	0.746	-0.848	0.876	1					
DBO5	0.151	-0.479	0.175	0.149	0.125	0.065	0.180	1				
E.COLI	0.007	-0.934	0.963	0.927	-0.899	0.922	0.899	0.198	1			
PO4	0.001	-0.922	0.959	0.927	-0.909	0.937	0.926	0.140	0.993	1		
ISS	0.455	-0.519	0.603	0.535	-0.871	0.738	0.845	-0.213	0.760	0.778	1	
NH4	0.092	-0.809	0.869	0.822	-0.992	0.977	0.859	-0.034	0.938	0.943	0.823	1

Cuando el coeficiente de correlación es positivo y se acerca a +1, la variable aumenta el otro también, y viceversa. Se observó que la conductividad eléctrica y la salinidad presentan correlación positiva con la gran mayoría de las variables, entre ellas su correlación es de 0.993, esto es por tiene una relación directa entre ellas.

Mientras que con los patógenos la conductividad eléctrica tuvo una correlación de 0.963 y la salinidad de 0.927. De igual forma con el fosfato la conductividad eléctrica tuvo una correlación de 0.959 y con la salinidad de 0.927.

La única correlación negativa que tienen la conductividad eléctrica y la salinidad es con el oxígeno disuelto.

La influencia de la respiración de la biota y la oxidación reducen la concentración del oxígeno disuelto (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999). A lo

que, el oxígeno disuelto presenta correlaciones negativas con todos los parámetros, principalmente con los compuestos del nitrógeno (nitrato y amonio), y no presenta correlación con la DBO5.

Los patógenos tienen una correlación positiva con el nitrato, DQO, DBO, Fosfato, sólidos suspendidos, amonio, y los mencionados anteriormente, en este sentido estas correlaciones están asociadas con la contaminación antropogénica como consecuencia de las descargas de origen doméstico, ganadería y agrícola (Corroto et al., 2018; Vieira et al., 2012).

- **TEMPORADA LLUVIA**

Aplicando el método de análisis de componente principales que genera grupos con similitudes entre ellos. Se clasificaron en 5 factores con base a la influencia que tienen en cada una para la temporada de lluvia.

El primer factor (F) representa el 64.68% de la varianza original. Conforme a Liu et al. (2003) clasifica la influencia de cada parámetro en el factor, como fuerte con valores >0.75 , moderado entre $0.75 - 0.5$ y débil con valores entre $0.5-0.3$. Los valores en negritas representan una contribución fuerte al factor y los moderadores aparecen subrayados.

Tabla 15. Valores obtenidos del ACP de los parámetros de calidad del agua en la temporada de lluvia.

	F1	F2	F3	F 4	F 5
pH	-0.047949	-0.418060	-0.904600	-0.066342	0.014980
T	0.909480	-0.374776	0.023759	0.176690	-0.024620
CE	-0.940096	0.235490	0.226133	0.019773	-0.096109
S	-0.901289	0.260600	0.325987	-0.004713	-0.116085

	F1	F2	F3	F 4	F 5
OD	0.939970	0.243569	0.030658	-0.191084	-0.140275
NO3	-0.962611	-0.076229	0.019406	-0.020947	0.258366
DQO	-0.926053	-0.153408	-0.192779	-0.263075	-0.111892
DBO5	-0.121397	0.779621	-0.494051	-0.363439	0.035767
E.COLI	-0.989264	0.115294	-0.012408	0.040708	-0.079069
PO4	-0.053316	-0.673634	0.413127	-0.609851	0.027957
ISS	-0.796442	-0.477984	-0.255135	0.152112	-0.221313
NH4	-0.968383	-0.128845	0.000695	0.153786	0.148264
Eigenvalue	7.7616	1.8472	1.4947	0.6946	0.2017

Para el factor 1 se observa que gran parte de los parámetros como temperatura, conductividad eléctrica, salinidad, oxígeno disuelto, nitrato, demanda química de oxígeno, patógenos, fosfato, sólidos suspendidos totales y amonio, tiene una influencia fuerte, estos grupos son el conjunto de parámetros físicoquímicos y biológicos que representa concentraciones típicas de descargas de aguas residual(Vieira et al., 2012).

El factor 2 representa el 15.39% del total de la varianza, el parámetro con mayor contribución fue el pH, un importante parámetro químico que contribuye en las reacciones químicas del agua.

El factor 3 representa el 12.78% del total de la varianza, el parámetro con mayor influencia es la demanda bioquímica de oxígeno, asociado a las descargas domésticas y a la ganadería, el cual se encuentra presente aguas arriba en la zona de Saldarriaga (Vieira et al., 2012).

La correlación entre el parámetro y el componente principal se utiliza como coordenadas del parámetro del factor. Las relaciones entre los parámetros se describen en una gráfica de correlación, Figura 12

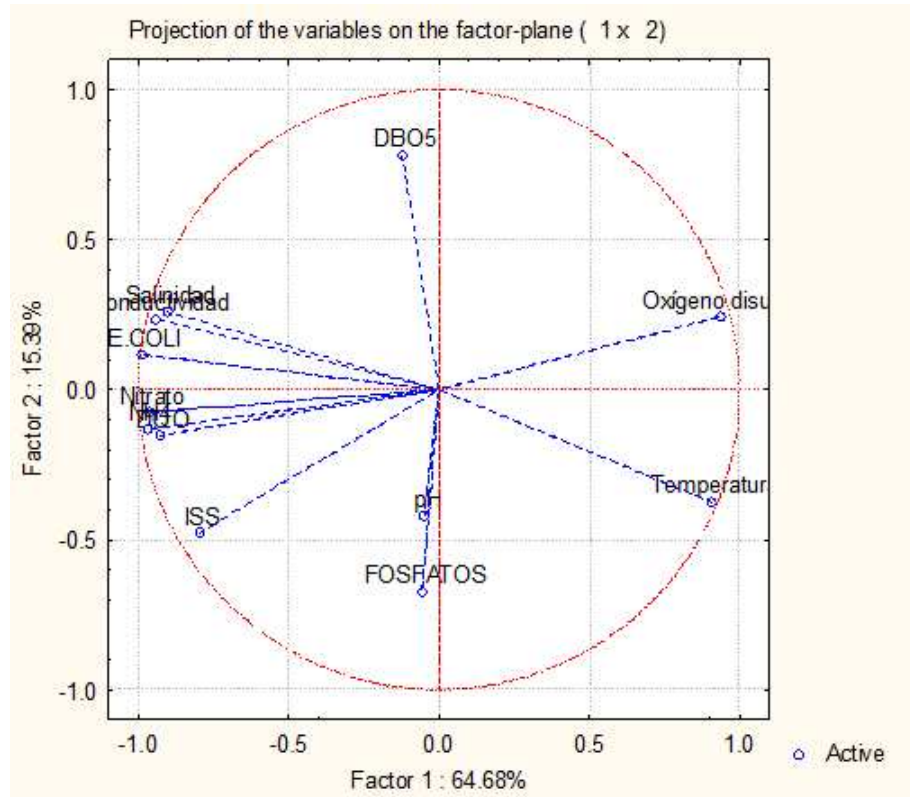


Figura 12. Proyección de las variables en el plano del factor para la temporada lluvia.

El factor 1 con el factor 2 representan el 80.07% del total de la varianza de los datos, el parámetro de DBO₅ tiene una contribución menor a la variabilidad. Mientras que los demás parámetros presentan longitudes largas, lo que representa una mayor contribución a la variabilidad.

Principalmente se presentan 2 grupos, el primero cuenta con nitrato, amonio, DQO, sólidos suspendidos y pH, y el segundo cuenta con fosfato, patógenos conductividad, salinidad y DBO₅.

- **TEMPORADA POST LLUVIA**

Los valores se clasificaron en 5 factores con base a la influencia que tienen en cada una para la temporada de post lluvia, ver Tabla 16

Tabla 16. Valores obtenidos del ACP de los parámetros de calidad del agua en la temporada de post lluvia.

	F1	F 2	F 3	F 4	F 5
pH	0.555013	0.777670	0.280722	0.028559	-0.086999
Temperatura	0.904304	-0.366363	0.204526	0.034945	0.070433
Conductividad	-0.876035	-0.403906	0.032508	-0.130285	-0.226695
Salinidad	-0.625168	-0.197480	-0.742556	0.136950	0.004636
Oxígeno disuelto	0.788023	-0.467885	-0.354185	0.003742	-0.186125
Nitrato	-0.779823	-0.288698	0.491214	-0.123444	-0.228036
DQO	0.059683	0.877936	-0.298968	-0.206037	-0.306324
DBO5	-0.685985	0.547099	-0.451149	0.040780	0.157827
E.COLI	-0.195424	0.914885	0.211435	0.047626	0.278966
FOSFATOS	-0.571071	-0.775515	0.118111	0.105640	0.217587
ISS	-0.651209	0.323525	0.239731	0.605679	-0.216659
NH4	-0.893113	0.184227	0.157976	-0.368540	0.087362
Eigenvalue	5.5733	3.8905	1.4738	0.6132	0.4490

El Factor 1 representa el 46.444% del total de varianza. De igual forma como el caso de la temporada de lluvia, los parámetros con una influencia fuerte conforme a la clasificación son la temperatura, conductividad eléctrica, salinidad, oxígeno disuelto, nitrato, DBO y el amonio. Al igual que la temporada de lluvia, pero la demanda química no presenta una influencia para el grupo.

El factor 2 representa 32.42% del total de la varianza, siendo los parámetros de pH, DQO, patógenos y fosfatos, que se relaciona por ser parámetros de descarga de agua residual doméstica.

El factor 3 representa el 12.28% del total de la varianza, y solo la salinidad tiene una fuerte influencia.

Mientras que para los factores 4 y 5 no presenta parámetros con influencia fuerte sobre su grupo, pero si presentan influencia moderada y débil.

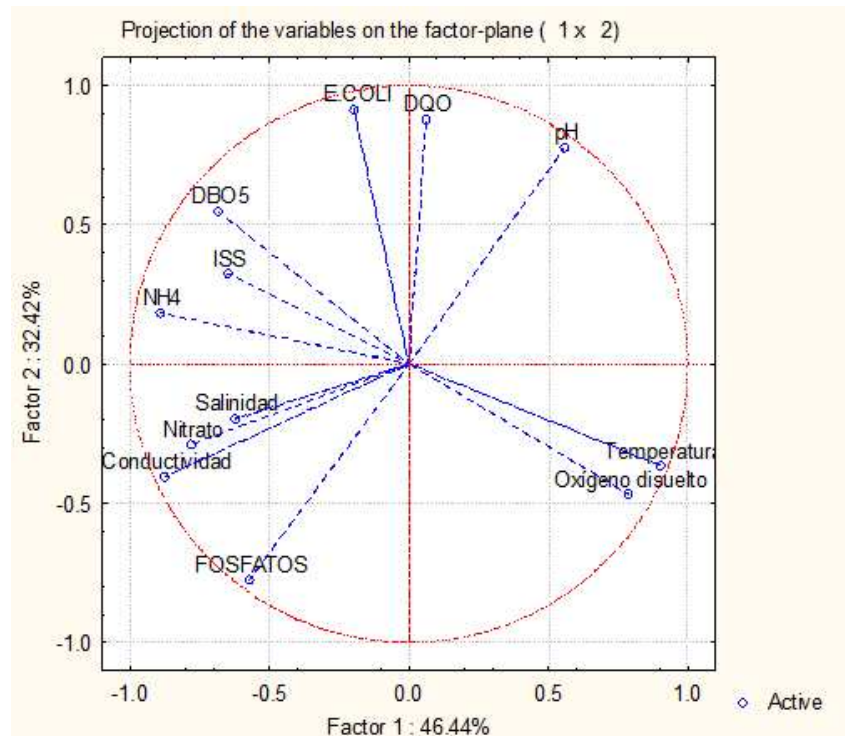


Figura 13. Proyección de las variables en el plano del factor para la temporada post lluvia

Las relaciones entre los parámetros se describen en la Figura 13, la gráfica de correlación.

El factor 1 y 2 representan el 78.86% del total de la varianza de los datos, se encuentran agrupados en 4.

Dentro del primer grupo se encuentra NH₄, sólidos, DBO₅ y E.coli, representa la alta contaminación del tramo del río con materia orgánica.

La salinidad, el nitrato y los sólidos suspendidos totales tiene una menor contribución a la variabilidad de los datos en la temporada post lluvia.

IX.1.4 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA

La calibración del modelo de calidad del agua QUAL2k requiere de los resultados de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de los muestreos, así como los parámetros hidrodinámicos, las condiciones meteorológicas como: temperatura del aire y punto de rocío, velocidad del viento, y, por último, las descargas puntuales y las difusas.

En la Tabla 17, se presentan los valores de las constantes cinéticas que se modificaron para calibrar la corriente principal.

Tabla 17. Constante de calibración para el río Querétaro en el tramo.

Parámetro	Valor	Unidad	Símbolo
Velocidad de sedimentación de los sólidos suspendidos inorgánicos	1.5	m/d	v_i
Tasa de hidrólisis de la DBO lenta	1.5	1/d	k_{hc}
Tasa de oxidación de la DBO lenta	0	1/d	k_{des}
Tasa de oxidación de la DBO rápida	0.01	1/d	k_{dc}
Hidrólisis del nitrógeno orgánico	9	1/d	k_{hn}
Velocidad de sedimentación del nitrógeno orgánico	0.0001	1/d	v_{on}
Nitrificación del amonio	0.001	1/d	k_{na}
Desnitrificación del nitrato	0.0001	1/d	k_{dn}
Coefficiente de transferencia por desnitrificación de sedimentos	0.3	m/d	v_{di}
Hidrólisis del fósforo orgánico	0.03	1/d	k_{hp}
Velocidad de sedimentación del fósforo orgánico	0.001	m/d	v_{op}
Velocidad de sedimentación del fósforo inorgánico	0.1	m/d	v_{ip}
Tasa máxima de crecimiento del fitoplancton	2	1/d	k_{gp}
Tasa de respiración del fitoplancton	1.5	1/d	k_{rp}

Parámetro	Valor	Unidad	Símbolo
Tasa de excreción del fitoplancton	0.3	1/d	k_{ep}
Tasa de mortalidad del fitoplancton	0.5	1/d	k_{dp}
Tasa de respiración de las algas del fondo	0.1	1/d	k_{rb}
Tasa de excreción de las algas de fondo	5	1/d	k_{eb}
Tasa de mortalidad de las algas de fondo	3	1/d	k_{db}
Tasa de disolución de los detritus	4	1/d	k_{dt}
Velocidad de sedimentación de los detritus	0.008	m/d	v_{dt}
Tasa de decaimiento de los patógenos	0.0001	1/d	k_{dx}
Velocidad de sedimentación de los patógenos	0.001	m/d	v_x

Los valores establecidos para la calibración del modelo se ubican dentro de los rangos fijados en la literatura obtenidos de estudios previos (Bowie et al., 1985).

- **TEMPERATURA**

Es una característica que interviene en la influencia de los procesos de solubilidad de las sustancias. Los datos observados tienen un valor de RMSE de 1.31, lo que equivale a un ajuste aceptable, y para la validación fue de 74.06, por consiguiente, es clasificado como insatisfactorio. Mientras que para el índice de concordancia es 0.633, reiterando un ajuste aceptable del real con lo simulado en la calibración y para la validación fue de 0.38 reiterando que los valores no se ajustaron satisfactoria. Para el caso de la eficiencia Nash & Sutcliffe se tiene un valor negativo -1.14 quiere decir que los valores tienen un rendimiento insatisfactorio, al igual que la validación -0.24.

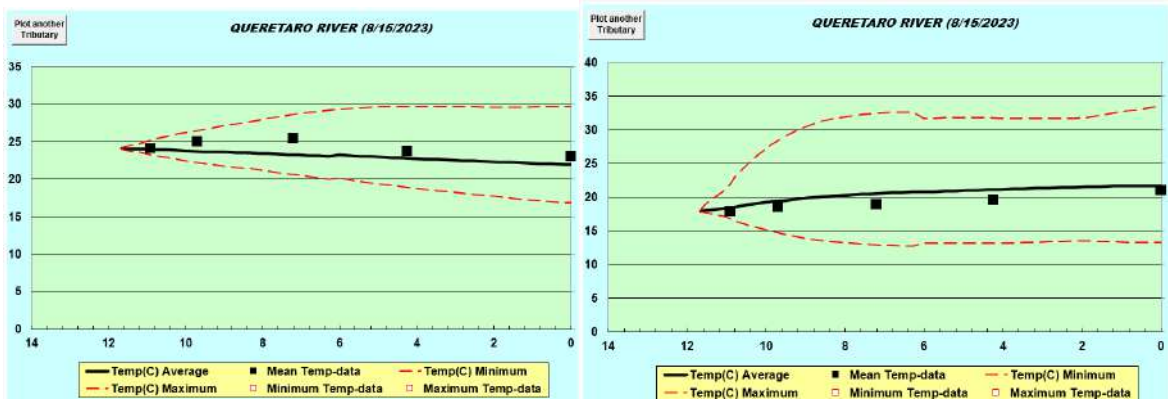


Figura 14. Calibración y validación de la temperatura del agua.

- **CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA**

La calibración y la validación obtuvieron valores muy altos de RMSE 51.59 y 264.80, respectivamente, lo que equivale a un ajuste insatisfactorio.

El índice de concordancia en la validación fue de 0.48 mejor que la calibración que obtuvo un -2.44, como se observa en la validación los datos simulados coinciden en 2 puntos mientras que, en la calibración, aunque se acerca más solo un valor coincide, ver Figura 15

Para el caso de la eficiencia Nash & Sutcliffe se tiene un valor negativo -3.03 para la calibración, lo que equivale a un rendimiento insatisfactorio, de igual forma con la validación de -076.

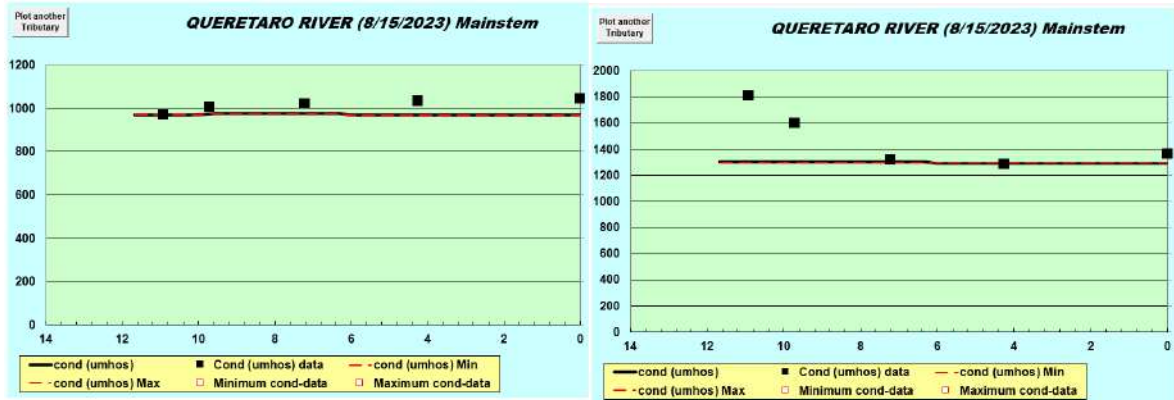


Figura 15. Calibración y validación de la CE.

- **SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES**

Son de suma importancia por la aceptación de la población a la vista del río, relacionada con la turbidez y comprende los sólidos sedimentables, flotantes y no sedimentables como coloides.

El ajuste de lo real con lo simulado para la calibración fue de RMSE de 33.21 y en la validación 33.59, lo que equivale a insatisfactorio en ambos casos, pero esto puede deberse al valor atípico en el punto de muestreo de la cañada, ver Figura 16.

Sin embargo, para el índice de concordancia 0.87 acercándose a un valor 1, y la validación 0.59, siendo moderado en ambos casos, pero más aceptable la calibración. Por último, para la eficiencia Nash & Sutcliffe la calibración obtuvo un valor de 0.60 quiere decir que muy bueno y la validación fue de -0.41, reiterando que el ajuste no satisfactorio en la validación.

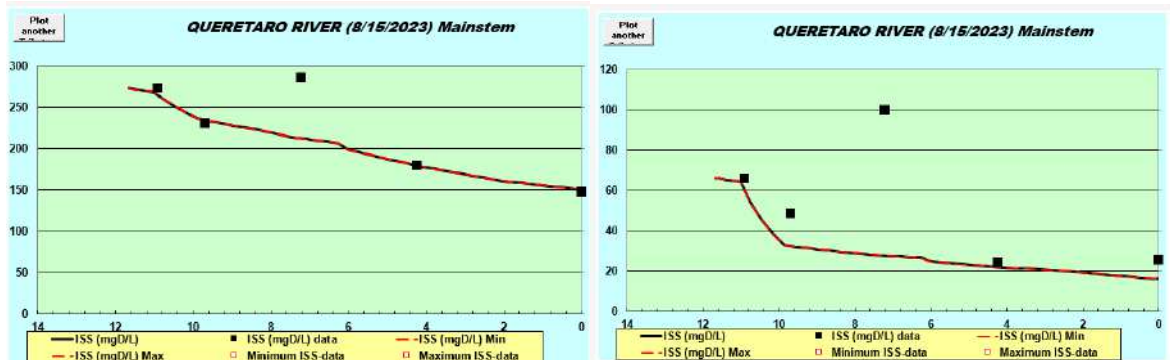


Figura 16. Calibración y validación de los SST.

- **OXÍGENO DISUELTO (OD)**

La concentración del oxígeno disuelto esta influenciada por los procesos químicos, como la oxidación y la reducción, así como la advección, la difusión y la interacción de la superficie para la obtención de oxígeno. La calibración consistía en ajustar el coeficiente de reaeración en cada tramo, mientras mayor sea el coeficiente menor será la concentración de oxígeno disuelto (S. Chapra et al., 2012).

La calibración del oxígeno disuelto en la corriente tuvo un RMSE de 0.13, lo que equivale un ajuste muy bueno, y para la validación tuvo un ajuste bueno con un valor de 0.84.

El índice de concordancia es 0.978, reiterando un ajuste aceptable, y la eficiencia Nash & Sutcliffe se tiene un valor negativo 0.918 quiere decir que tiene un rendimiento excelente. De igual para la validación se obtuvieron ajustes buenos, con 0.81 del índice de concordancia y 0.56 de NSE.

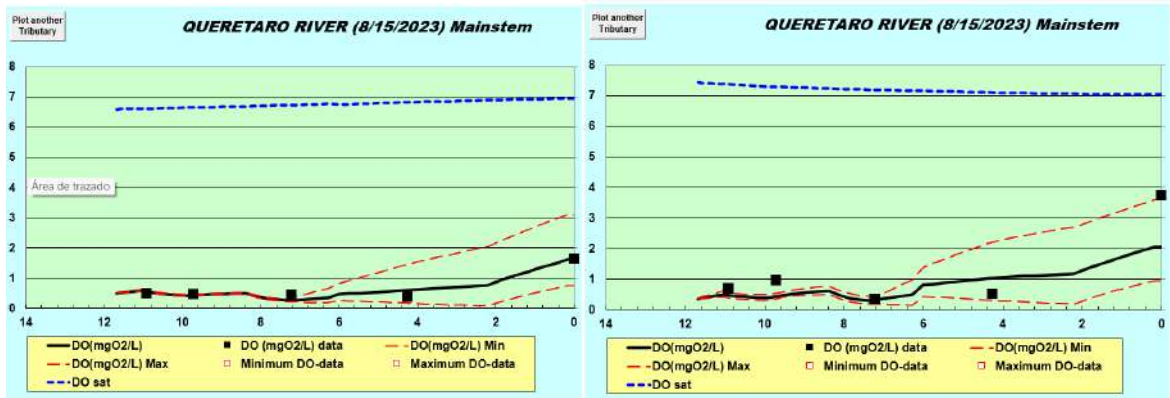


Figura 17. Calibración y validación del OD.

- **DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅)**

La calibración de la DBO rápida se obtiene por medio de la tasa de oxidación de la DBO rápida, la fracción de los detritus de la DBO rápida y la disolución de los detritus, sin embargo, la última no tuvo gran impacto en la DBO, ya que al modificar los valores no modificaba los valores. Por lo que las primeras dos son las que más se modificaron y evaluaron para la calibración.

Está ligada al oxígeno disuelto en el agua a través de la descomposición de la materia orgánica. La calibración obtuvo un ajuste muy bueno con 0.23 de RMSE, reflejado en el índice de concordancia de 0.99 casi 1 y el coeficiente de NSE de 0.95, catalogado como excelente. Mientras que la validación obtuvo valores insatisfactorios con 4.08 de RMSE, el índice de concordancia de 0.31, y el coeficiente de NSE de -4.06.

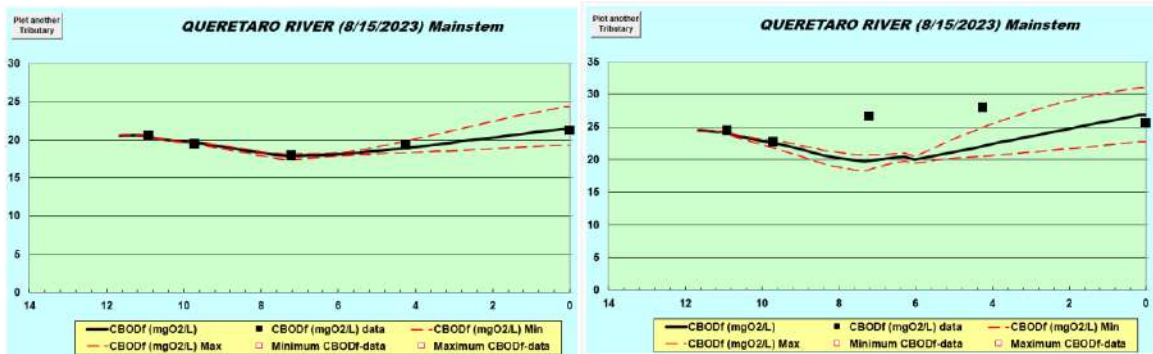


Figura 18. Calibración y validación de la DBO

- **AMONIO (NH₄)**

La calibración del amonio tuvo un valor de RMSE de 9.97 y su validación fue de 54.013, lo que equivale a un ajuste insatisfactorio. Sin embargo, el índice de concordancia fue de 0.88 para la calibración, el cual se acerca al valor de 1, y la validación fue de 0.7. De igual forma, para el coeficiente NSE la calibración obtuvo un valor de 0.65, lo que equivale a un muy buen ajuste, y la validación fue de 0.24, entra en la clasificación de satisfactorio.

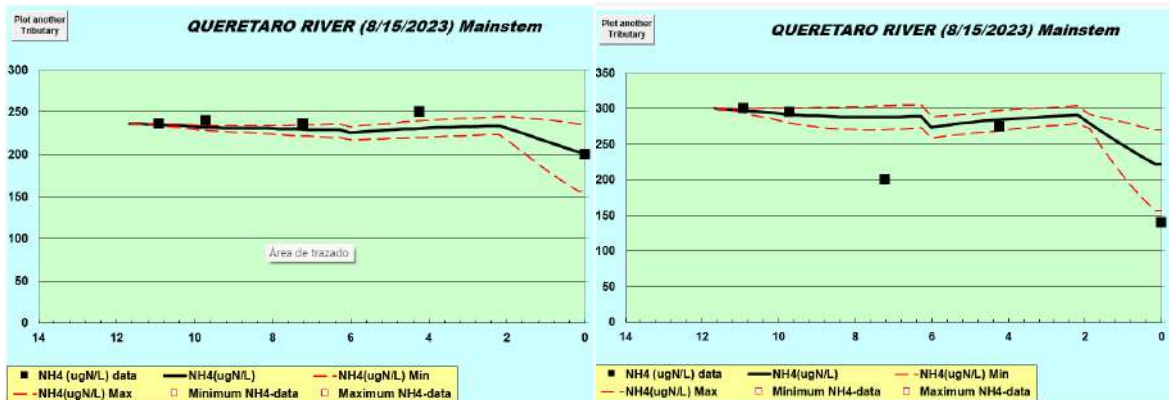


Figura 19. Calibración y validación del amonio.

- **NITRATO (NO₃)**

Dentro de la calibración se presenta un valor de concentración mayor que los otros puntos, lo que impidió ajustar los valores simulados a ese punto, ver Figura 20. Por el contrario, en la temporada post lluvia disminuyeron las concentraciones del nitrato en el trayecto de la corriente.

Los nitratos en agua dependen directamente de la nitrificación del amonio, mientras la nitrificación aumentaba el nitrato, la desnitrificación disminuye su valor, por lo que se ajustaron los coeficientes.

Como resultado, el RMSE es sensible a los valores atípicos la calibración tuvo un valor de 177.48 y la validación fue de 107.19, siendo insatisfactoria en ambos casos el modelo. Para el índice de concordancia es de 0.53, moderadamente alejada del 1, mientras que la validación obtuvo un valor de 0.91, ajustándose mejor los valores de la temporada post lluvia.

Por último, el coeficiente de NSE para la calibración se obtuvo un valor insatisfactorio fue de -2.056 y para validación con un valor de 0.77, siendo muy bueno.

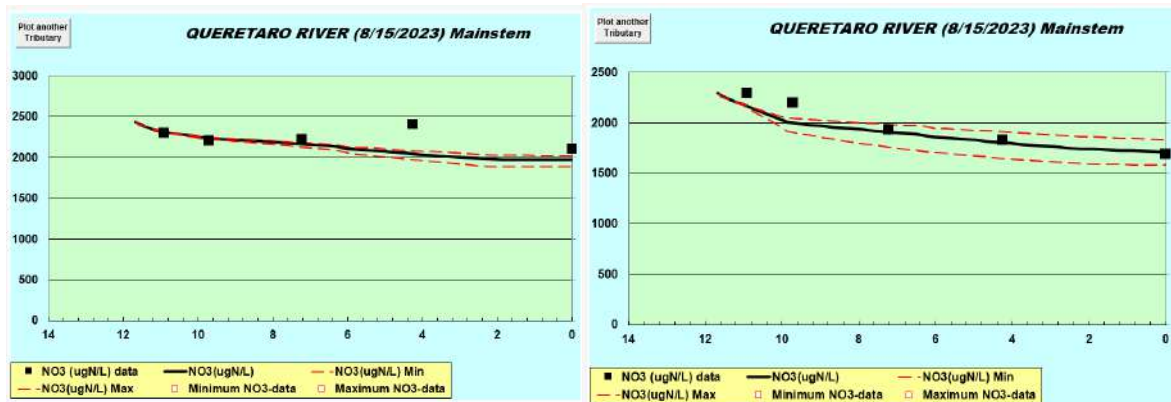


Figura 20. Calibración y validación del nitrato.

- **FOSFATOS (PO_4^{3-})**

El fosfato se puede ajustar con la tasa de hidrólisis del fósforo orgánico y la velocidad de sedimentación del fosforo orgánico

Como resultado de la calibración los valores simulados se ajustaron a los reales, por lo que el valor del índice de concordancia fue de 0.96 y el valor de NSE de 0.88, lo que corresponde a un excelente ajuste del modelo de fosfato. Sin embargo, el valor de RMSE obtuvo un valor de 366.27, por lo que se considera insatisfactorio, ver Figura 21

Para la validación el índice de concordancia es de 0.76, no muy alejado del valor 1, y el coeficiente de NSE de -50, lo que equivale a insatisfactorio, coincidiendo con el RMSE de 882.93.

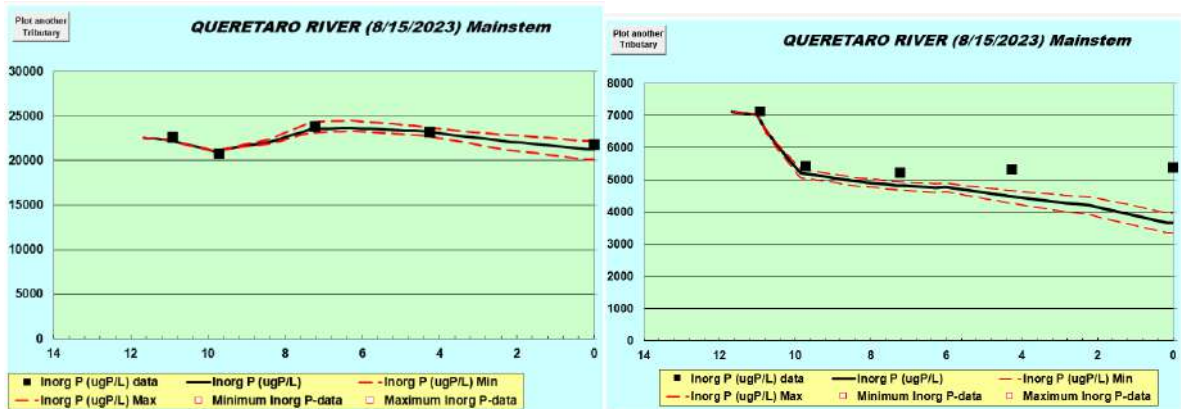


Figura 21. Calibración y validación del fosfato

- **POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH)**

La calibración del pH solo se ajusta conforme a las reacciones químicas que se presentan en el río. La calibración obtuvo un valor de RMSE de 0.69 considerado como muy bueno, mientras que la validación fue de 0.72 considerada como buena. El índice de concordancia para la calibración es de 0.51, alejada del 1 para considerarse buen ajuste y su coeficiente NSE fue de -5.67 por lo que se considera insatisfactorio. De igual forma con la validación, se obtuvieron ambos valores insatisfactorios, 0.43 y -2.61, respectivamente.

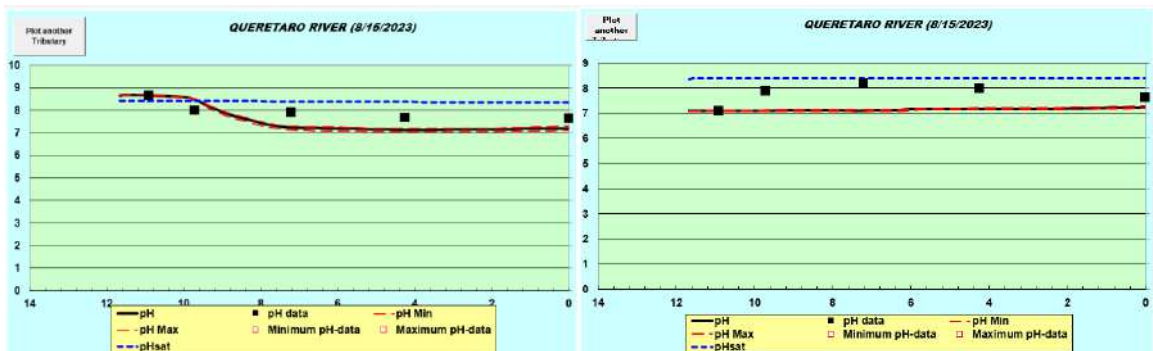


Figura 22. Calibración y validación del pH.

- **PATÓGENOS**

La calibración de los patógenos fue insatisfactoria para la calibración y la validación. En la temporada de lluvia los resultados de los patógenos de los 5 puntos obtuvieron el mismo valor de 2400 NMP/100ml, como consecuencia de la medición en el laboratorio INESA que el equipo no podía medir mayor al valor de referencia de 2400 NMP/100 ml. Debido a lo anterior, el coeficiente de NSE y el índice de concordancia no se puede obtener, ya que al restar los valores reales menos la media da 0.

Mientras que en la validación de la temporada post lluvia si variaron a lo largo de la corriente, siendo el menor de 150 NMP/100 ml en el punto 5 “Los arcos” y el valor más alto de 2400 NMP/100ml en los puntos 3 y 4. Por lo que, al tener el mínimo de reacción en la velocidad de sedimentación y la tasa de decaimiento de los patógenos calibrados, el comportamiento de la concentración de los patógenos no es posible ajustarse en la validación.

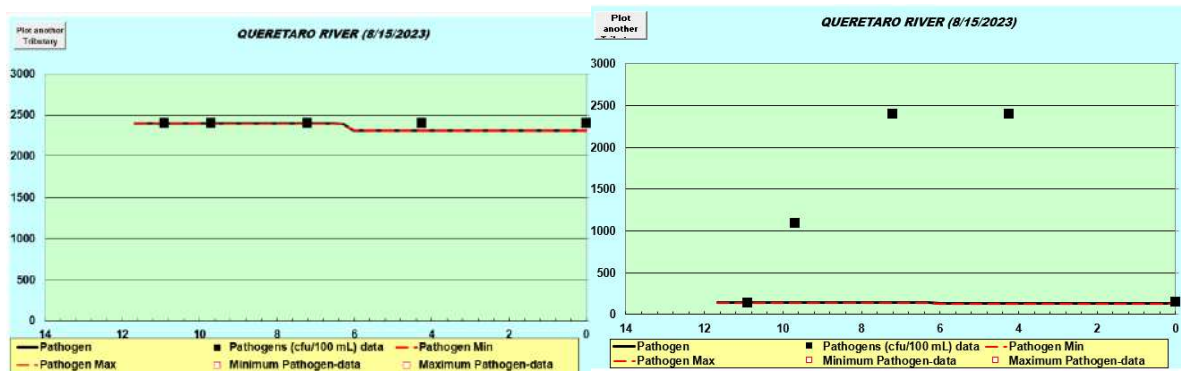


Figura 23. Calibración y validación de la bacteria E. Coli.

IX.1.5 ESCENARIO DE SIMULACIÓN

Partiendo de la calibración del modelo QUAL2K en el tramo del Río Querétaro, se ingresaron los resultados para los escenarios de simulación al modelo que se describieron anteriormente y se compararon con el valor de referencia que el resultado de la calibración. Los parámetros de temperatura y pH se mantuvieron los valores y no se realizaron simulaciones.

- **CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA**

Aunque la conductividad eléctrica no es considerada un contaminante, pero si es un considerado como indicador del grado de dureza y valor alcalinidad del agua.

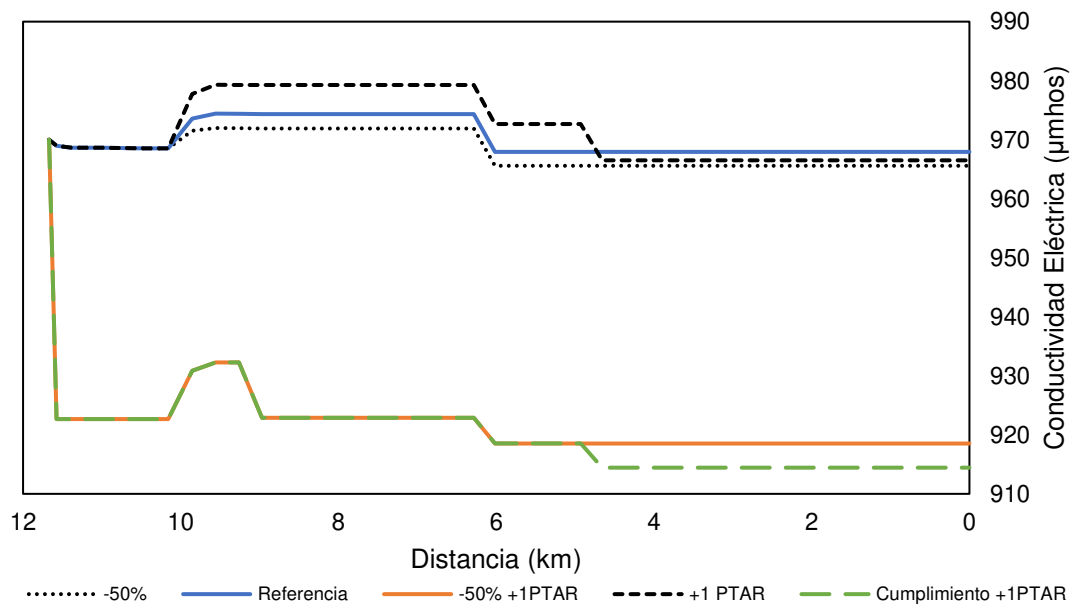


Figura 24. Concentración de la conductividad eléctrica de los escenarios de simulación positivos.

La instalación de una planta y con el tratamiento de las fuentes difusas tiene el mayor impacto positivo, ya que disminuye sus concentraciones. En caso de que el agua se desee usar para riego el valor para que sea excelente es <250 , pero los valores que se podría alcanzar con los escenarios son entre 920 y 910 μmhos son permisibles para uso de riego, ya que se encuentran dentro del límite de 750 – 2000 μmhos (Ramos Olmos et al., 2002).

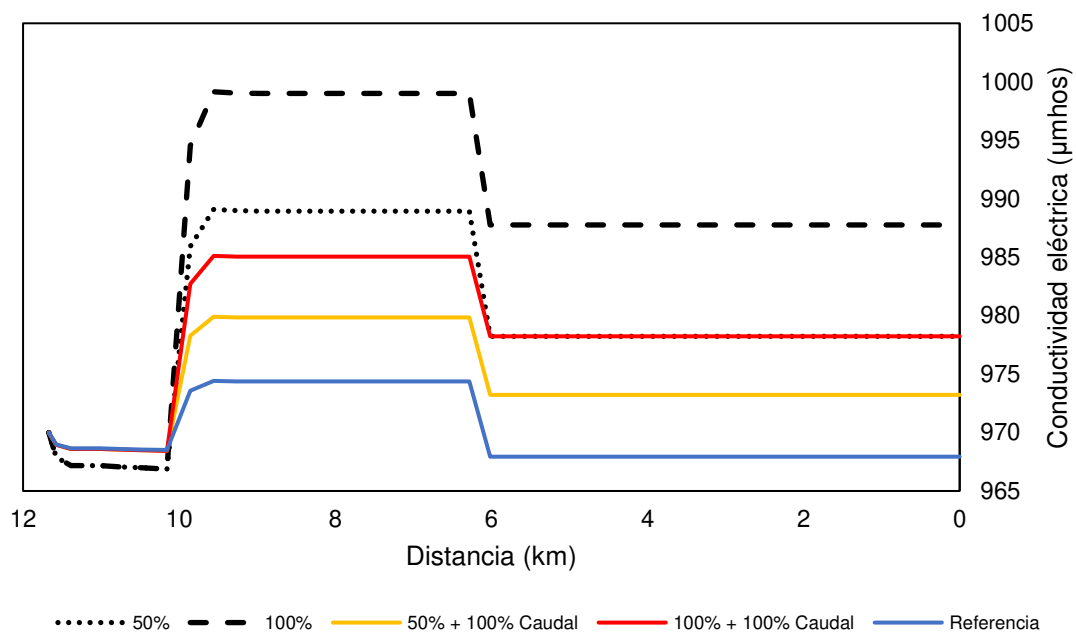


Figura 25. Concentración de la conductividad eléctrica de un escenario negativo

Para el caso del escenario negativo, la conductividad eléctrica tiene su mayor incremento del kilómetro 10 al 6, y su concentración disminuye en los siguientes kilómetros, ver Figura 25 y Figura 26.

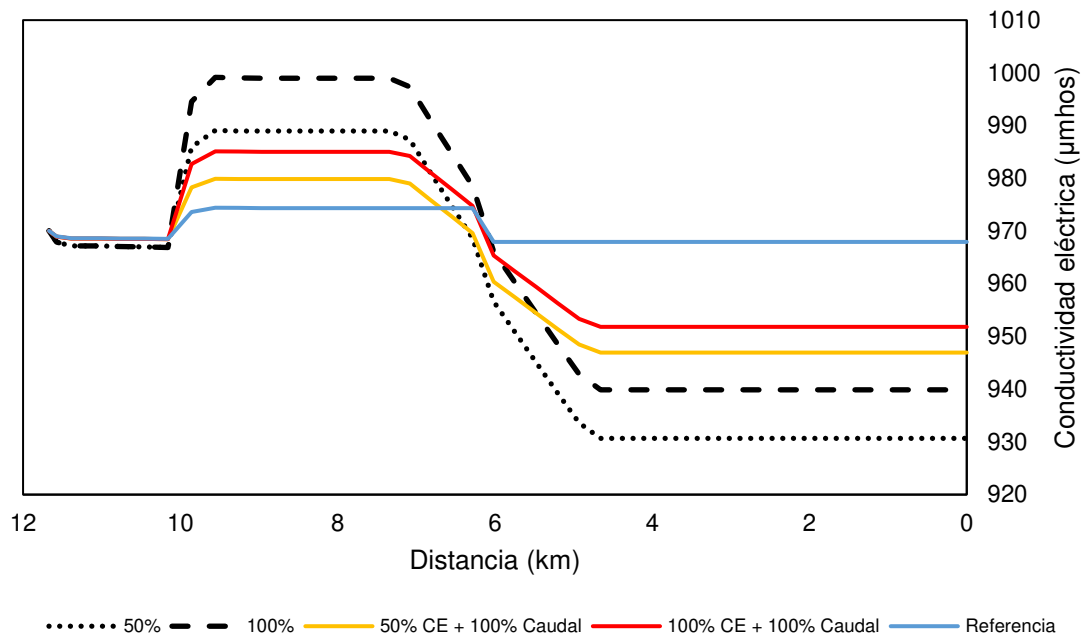


Figura 26. Concentración de la conductividad eléctrica de un escenario negativo con nueva descarga de agua residual doméstica.

- **SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES**

Son un parámetro físico de gran importancia, porque puede impedir la entrada de la radiación al agua, generada por la turbulencia.

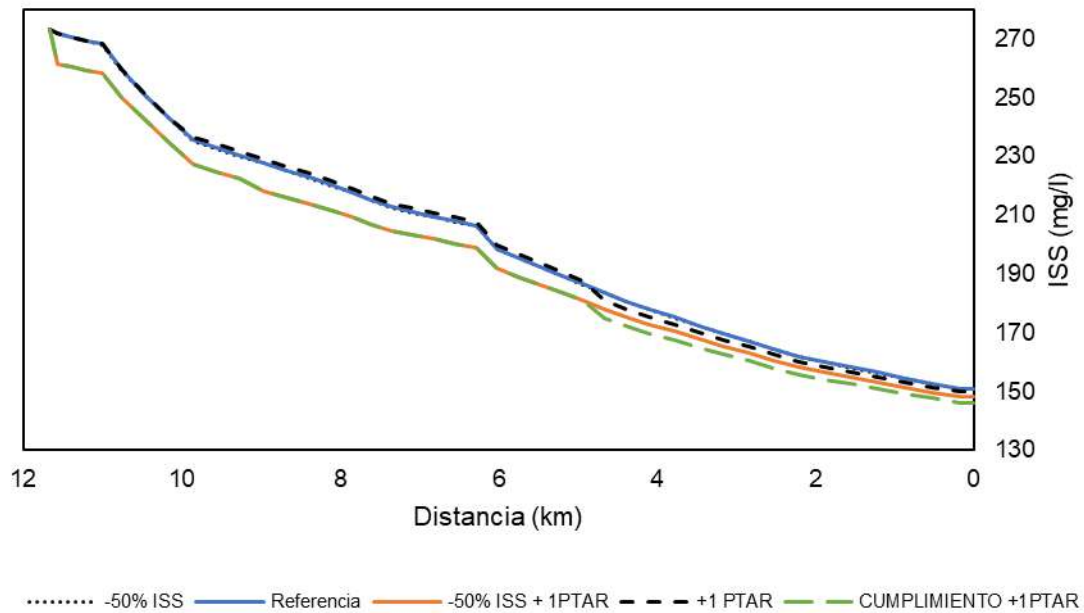


Figura 27. Concentración de los SST de los escenarios de simulación positivos.

Existe un descenso en sus concentraciones, pero no es significativa, esto porque existe una alta presencia de materia orgánica y los sedimentos pueden ocasionar reacciones anaerobias, que afectan las concentraciones de OD, DQO y compuestos de nitrógeno.

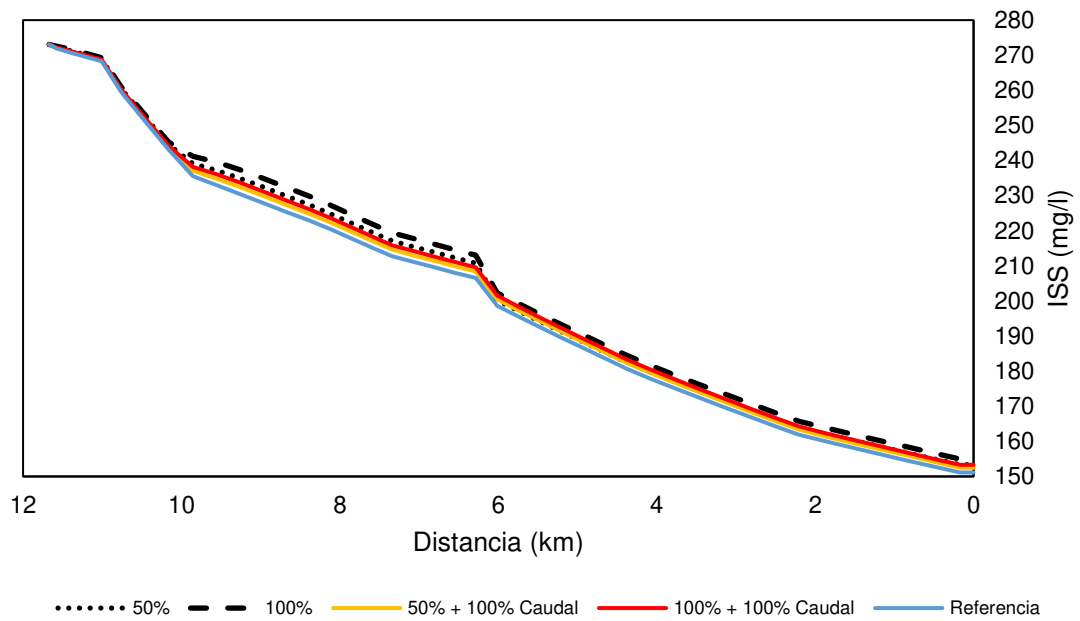


Figura 28. Concentración de los SST de un escenario negativo

La descarga de agua residual domestica no incrementa considerablemente la concentración de los sólidos suspendidos totales, aunque si cambia el comportamiento respecto a la referencia.

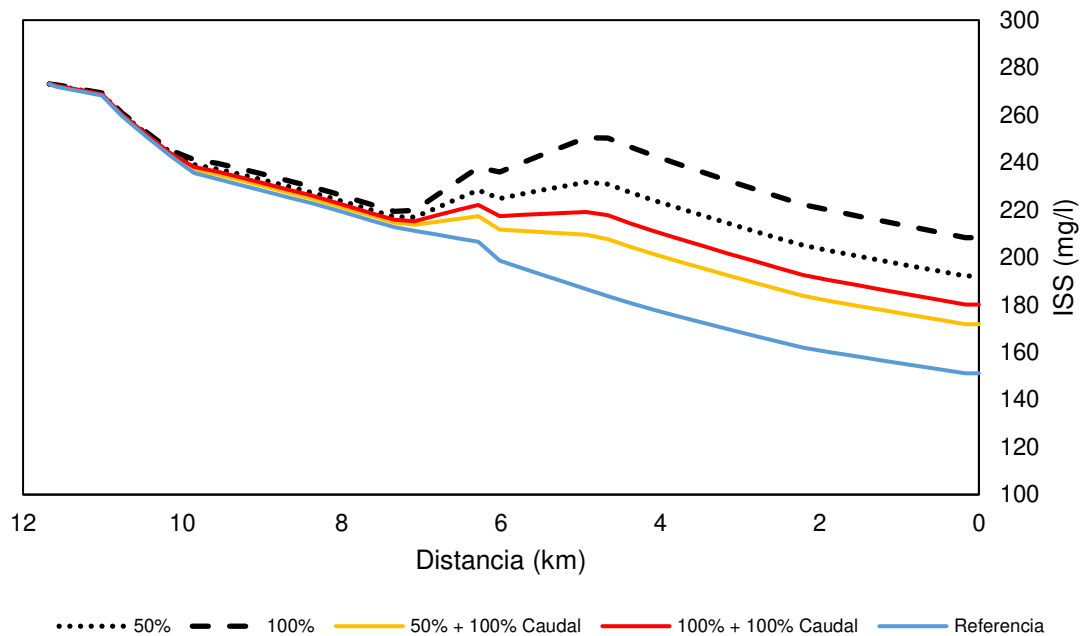


Figura 29. Concentración de los sólidos suspendidos totales de un escenario negativo con nueva descarga de agua residual doméstica.

- **OXÍGENO DISUELTO**

Las concentraciones de oxígeno disuelto para la implementación de una planta tratamiento tiene más impacto que la reducción del 50% de las concentraciones en las descargas difusas, ver Figura 30.

Las concentraciones de oxígeno disuelto aumentan con respecto a las concentraciones reales, desde la distancia de 10 km hasta el kilómetro 2 de aguas abajo, y al punto final se mantiene en valores de 1.6 mg/l, esto quiere decir que bien se podría instalar una nueva planta en la zona baja del tramo.

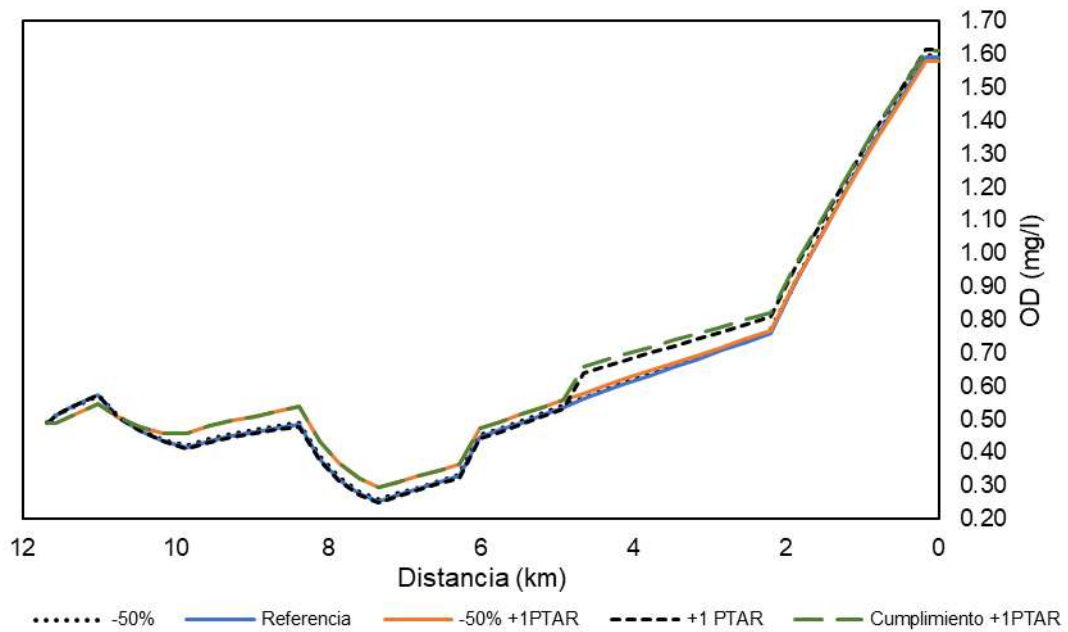


Figura 30. Concentración del oxígeno disuelto de los escenarios de simulación positivos.

En comparación con el escenario negativo para el aumento de las concentraciones y el caudal de las descargas difusas no presenta cambios significativos, manteniendo los bajos niveles de oxígeno disuelto, como se observa en Figura 31.

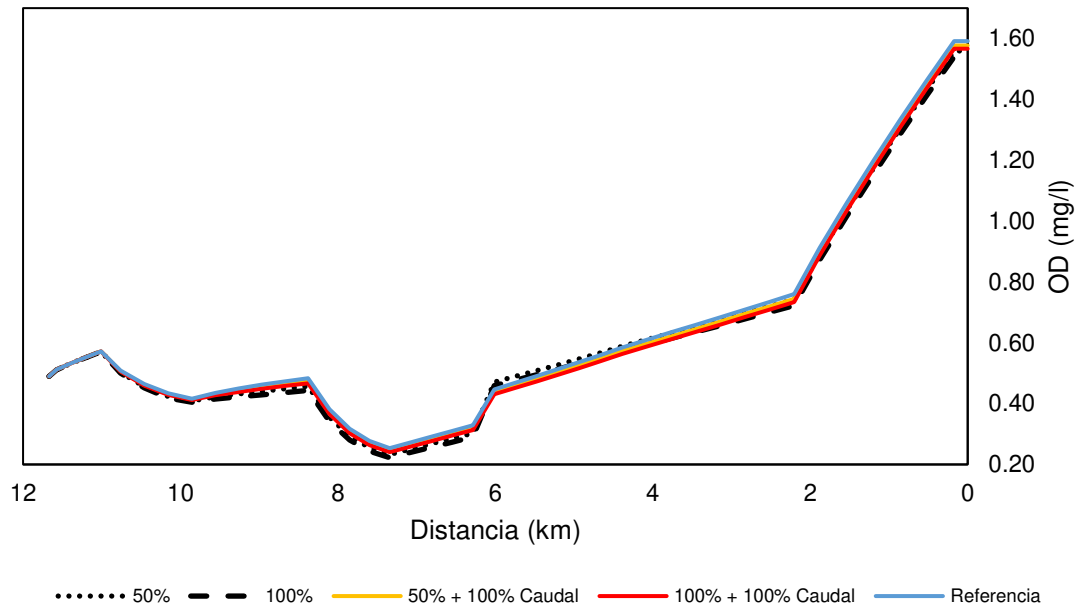


Figura 31. Concentración del oxígeno disuelto en un escenario negativo

Sin embargo, si se presenta una descarga puntual sin previo tratamiento, las concentraciones de oxígeno disuelto disminuyen drásticamente, y con el aumento de las concentraciones en de las fuentes difusas disminuyen las concentraciones del oxígeno disuelto hasta 0.2 mg/l en la parte baja del tramo. El agotamiento del oxígeno disuelto es un indicar que se requiere una planta de tratamiento(Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999).

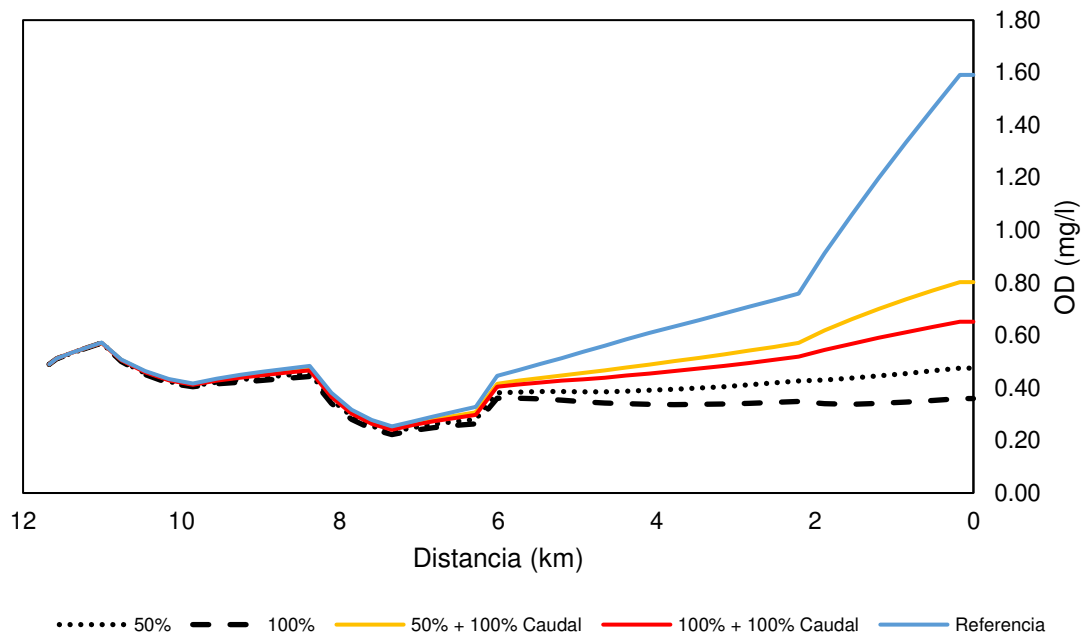


Figura 32. Concentración del oxígeno disuelto de un escenario negativo con nueva descarga doméstica.

- **DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO**

La unión del cumplimiento normativo más la planta de tratamiento y la disminución de las concentraciones de las descargas difusas con la nueva planta de tratamiento tienen mayor impacto en la disminución de la DBO, que estas acciones por separado. Las concentraciones de DBO llegan hasta 16 mg/l, sin embargo, a partir del kilómetro 5 aumenta la concentración por lo que se reitera que es posible que con la implementación de un nuevo tratamiento aguas abajo del río pueda disminuir la concentración de DBO.

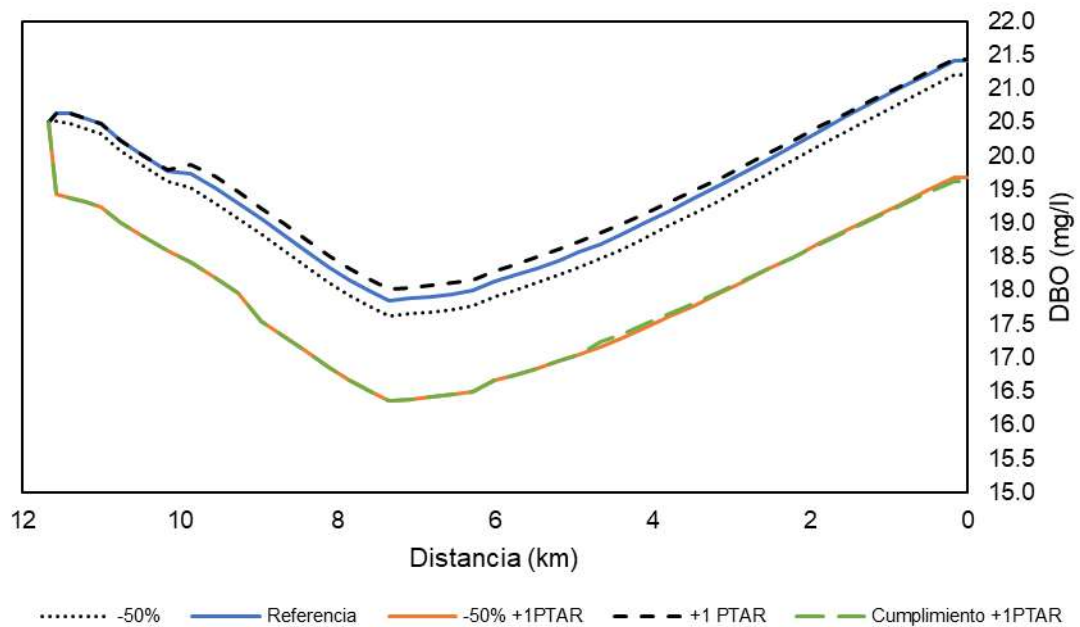


Figura 33. Concentración de la DBO de los escenarios de simulación positivos.

El incremento de déficit de la concentración de oxígeno es proporcional a la presencia de DBO, el conjunto de escenario sin y con la nueva descargada de agua residual tiene un impacto directo en la concentración de la DBO, disminuyendo el oxígeno disuelto (Rodríguez, 2006).

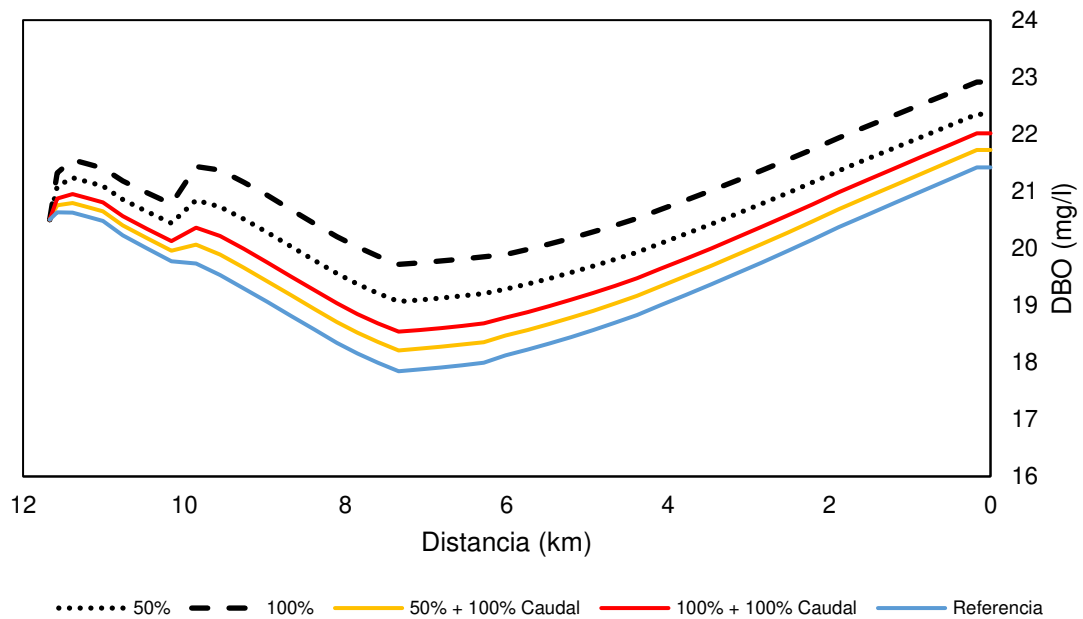


Figura 34. Concentración de la DBO en un escenario negativo

Las concentraciones de DBO aumentan drásticamente en el punto de descarga doméstica llegando hasta 45 mg/l cuando se duplica la concentración, en ambos casos. En segundo lugar, se tiene el aumenta un 50% de las concentraciones, pero sin la descarga de agua residual el comportamiento es similar al de referencia, aumentando a partir del kilómetro 7.

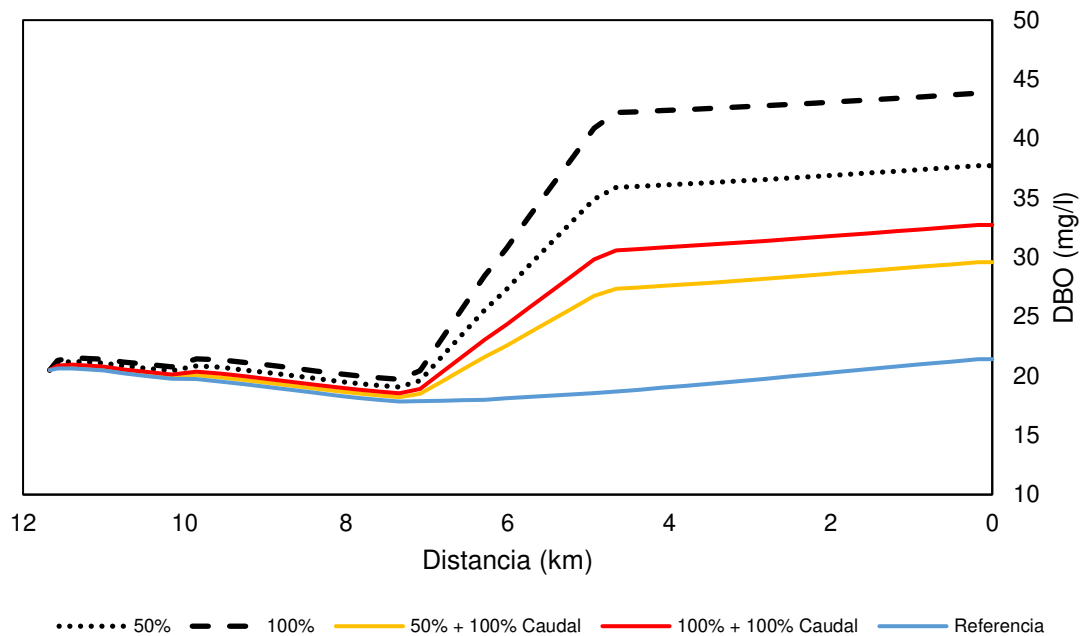


Figura 35. Concentración de la DBO de un escenario negativo con nueva descarga doméstica.

La concentración de contaminantes en el agua depende del uso de este, por consiguiente, un bajo consumo origina una descarga de agua residual más concentrada (Ramos Olmos et al., 2002). Es por eso por lo que los valores con el doble de caudal no aumentan más que si solo se tiene el aumento de las concentraciones.

- **COMPUESTO DE NITRÓGENO**

Para el caso del amonio si se instala una planta de tratamiento disminuye ocasionalmente, mientras que la combinación con la planta de tratamiento y el tratamiento de las fuentes difusas como cumplimiento normativo, si impacta más, obteniendo concentraciones < 200 µg/l. De igual forma con el nitrato, el

comportamiento es simulada a los datos simulados, pero con concentraciones menores para los casos de implementación de tratamientos de aguas residual y la reducción del nitrato con aumento de caudal.

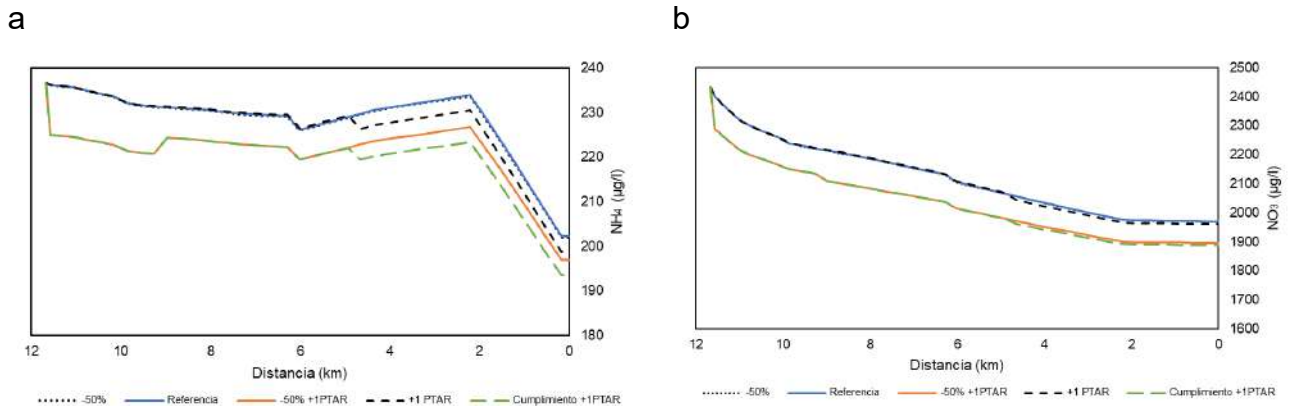


Figura 36. Concentración del amonio (a) y el nitrato (b) de los escenarios de simulación positivos.

El amonio en exceso para consumo humano puede ocasionar nitrificación que ocasiona problemas de estética, corrosión y pH bajo (W. Zhang et al., 2019). El incremento de las concentraciones, los caudales y la implementación de tratamientos no transforma el comportamiento ni las concentraciones en el río Querétaro significativamente. Sin embargo, al adicionar una descarga puntual de agua residual sin trata doméstica, los valore incrementan hasta 4000 µg/l, en el caso de solo el aumento de la concentración en las descargas difusas, ver Figura 37^a

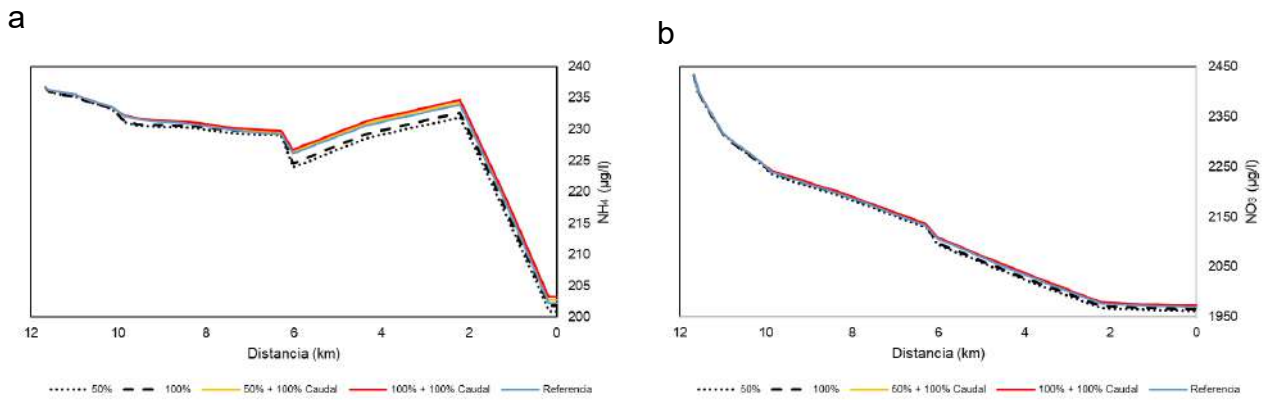


Figura 37. Concentración del amonio (a) y nitrato (b) en un escenario negativo

El nitrógeno como nitrato es un nutriente esencial para la fotosíntesis y no es considerado un contaminante tóxico, sin embargo, cuando se presenta en grandes cantidades y existen otros nutrientes en exceso, puede provocar eutroficación y proliferación de algas que pueden ser un problema al ecosistema (Álvarez et al., 2006). No incrementa significativamente en comparación con el amonio, y para el escenario sin la descarga puntual de agua residual no existe un cambio significativo para el tramo del río Querétaro calibrado, ya que se presenta en pequeñas cantidades en las descargas domésticas, ver Figura 38b

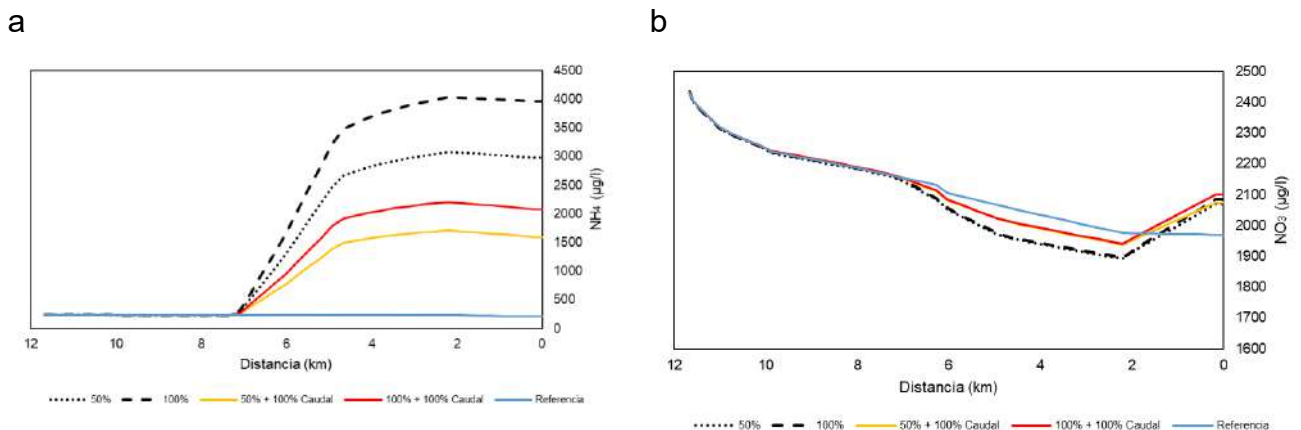


Figura 38. Concentración del amonio (a) y nitrato (b) de un escenario negativo con nueva descarga de agua residual doméstica.

Altas concentraciones de amonio requieren un alto consumo de oxígeno disuelto para realizar la oxidación, y esta dar lugar a la formación de nitrato. Es por eso por lo que, aunque la descarga doméstica tenga un valor de 0, existe un incremento mayor que el primer conjunto de escenarios negativos.

- **FOSFATO**

Los fosfatos disminuyen considerablemente cuando se tienen buenas prácticas de tratamiento, ver Figura 39.

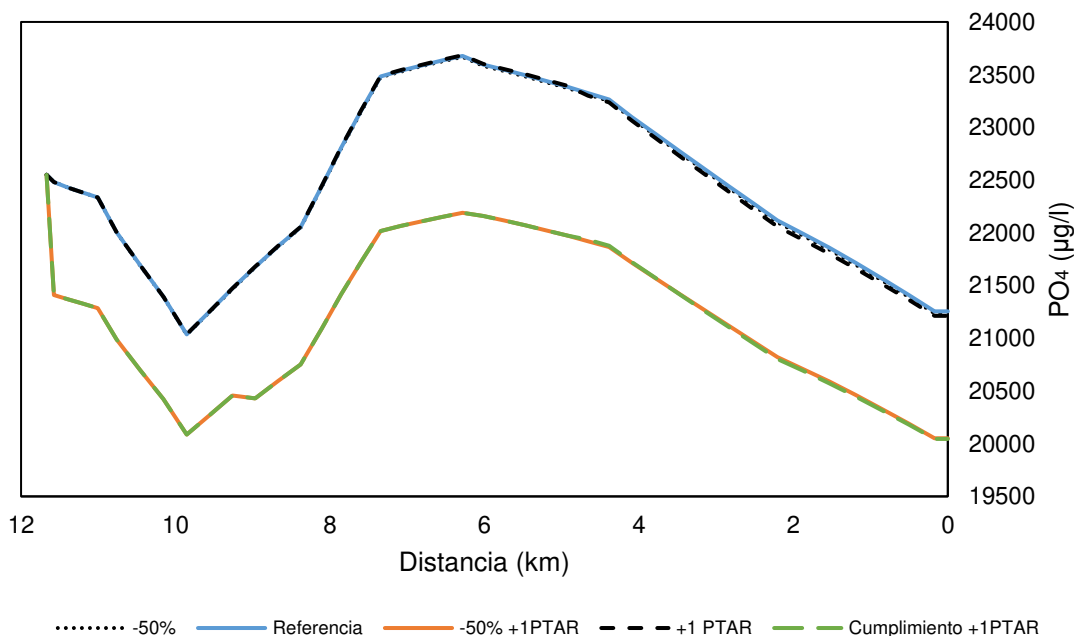


Figura 39. Concentración del fosfato de los escenarios de simulación positivos.

Las fuentes del fosfato pueden ser los detergentes, y con mayor cantidad los provenientes de los cultivos por el uso de fertilizantes. Se ve reflejado en los escenarios, ya que la implementación de la planta no tiene una repercusión significativa en la disminución de las concentraciones, pero si la implementación de tratamiento a las fuentes difusas y la disminución de las concentraciones combinado con la planta de tratamiento.

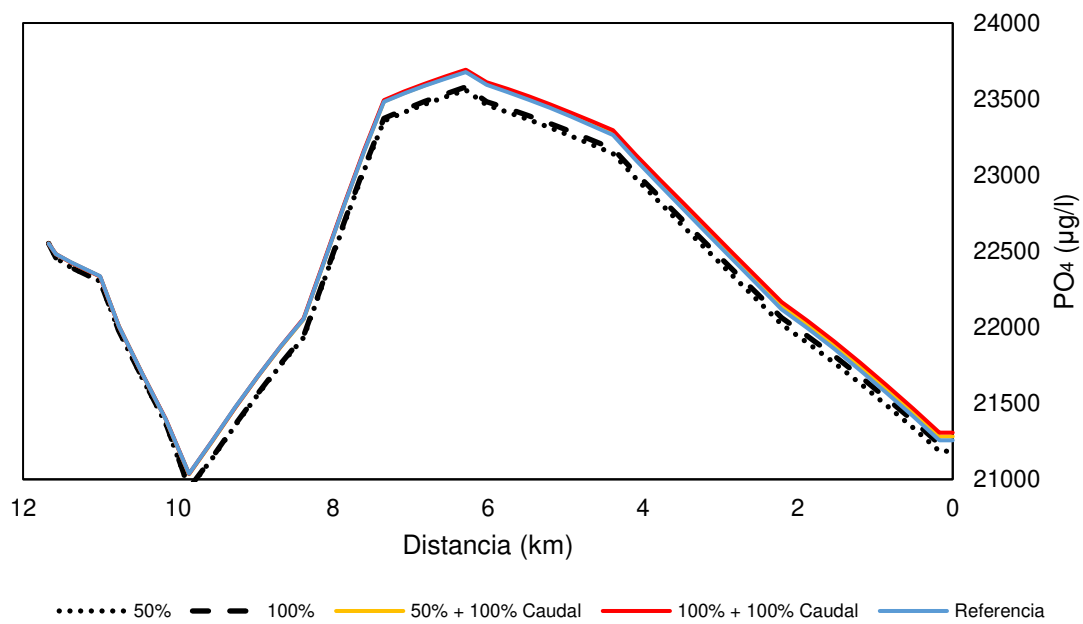


Figura 40. Concentración del fosfato en un escenario negativo

No se presentan incrementos significativos en la concentración de fosfato para ninguna de los dos conjuntos de escenarios negativos, al contrario, las concentraciones de fosfato disminuyeron, particularmente en los dos casos cuando el incremento del fosfato es del 50% y el 100%, ver Figura 40 y Figura 41

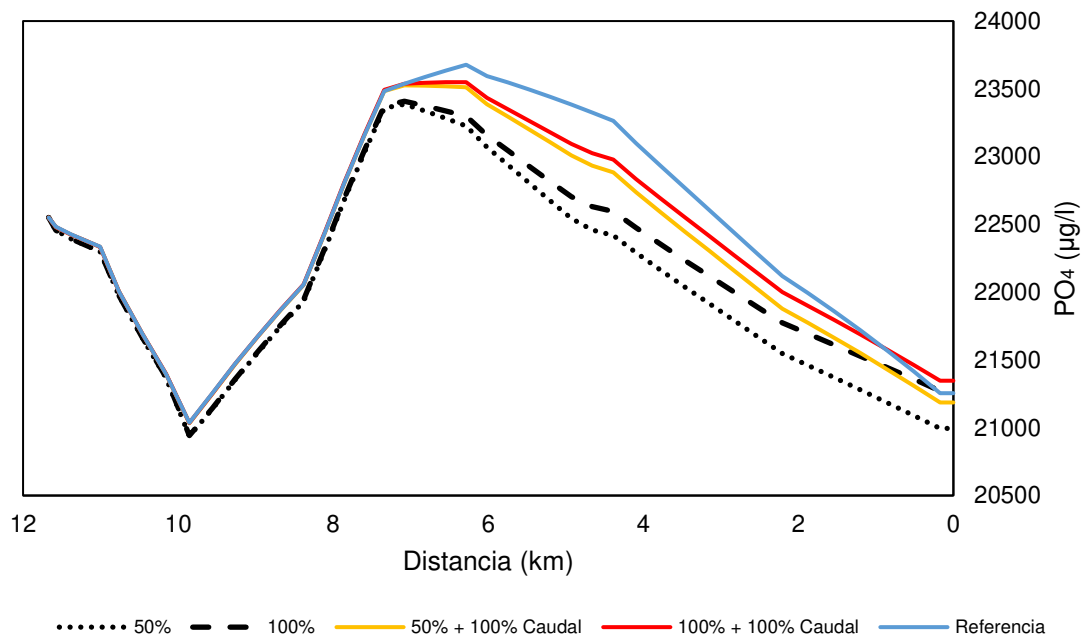


Figura 41. Concentración de fosfato de un escenario negativo con nueva descarga doméstica.

La disminución de las concentraciones de fosfato en el río Querétaro a lo largo del tramo puede asimilar la concentración de fosfato, durante las visitas de campo para muestreo se observó la presencia de plantas ribereñas y árboles, los cuales pueden absorber fosfato a través de las raíces, actuando como filtros naturales

- **PATÓGENOS**

La implementación de una planta disminuye la concentración de E. coli presente en el agua, sin embargo, la combinación de una planta de tratamiento con el

tratamiento de las actividades porcina y ganadera, y gestión agrícola tiene mayor impacto positivo en la disminución de los patógenos.

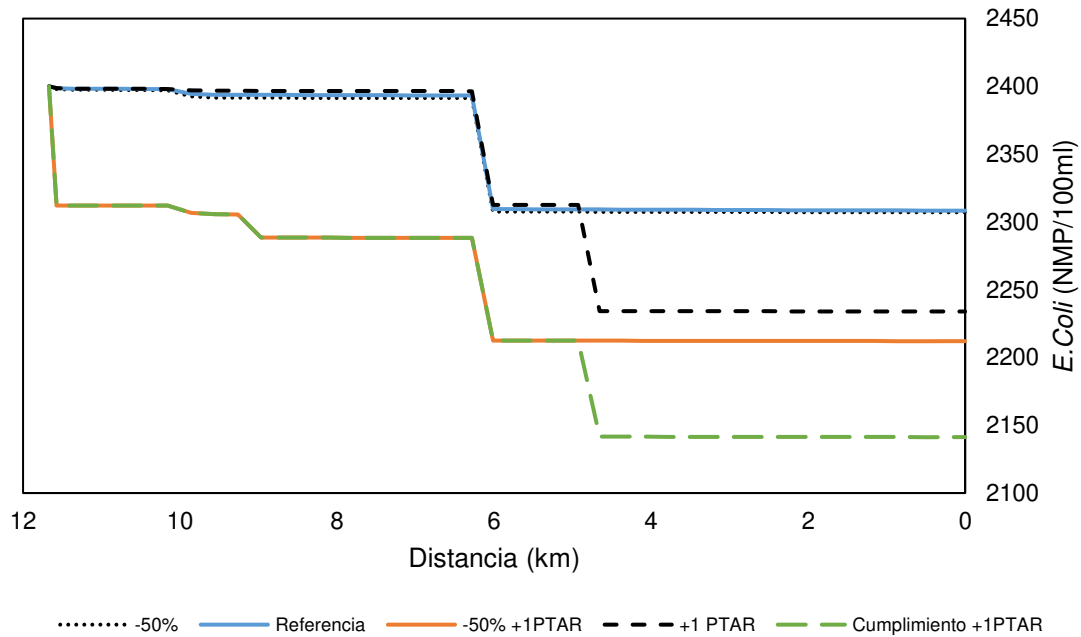


Figura 42. Concentración del E. coli de los escenarios de simulación positivos.

Tomando en cuenta que para la calibración del parámetro la tasa de decaimiento y la de sedimentación en los patógenos son muy bajas, además que desde el inicio la concentración de patógenos son > 2400 NMP/100ml y solo la descarga de agua residual tratada presenta 4 NMP/100ml. Por consiguiente, aunque los escenarios son favorecedores en la disminución de patógenos, no alcanza a dar cumplimiento a la normatividad.

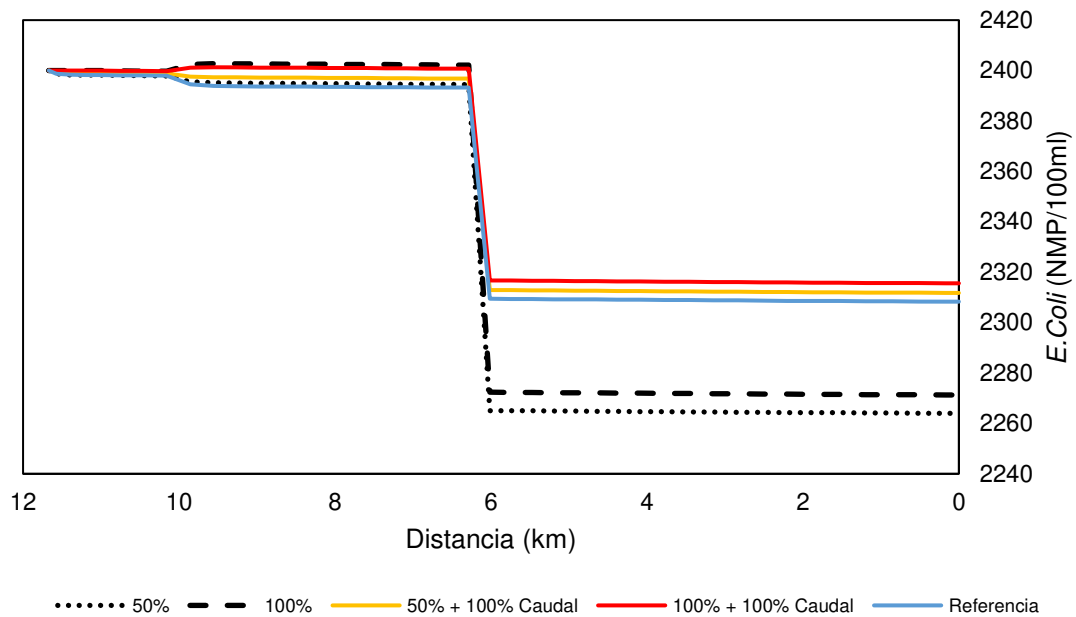


Figura 43. Concentración de E. coli en un escenario negativo

Sin embargo, como se observa en la Figura 43, existe la disminución de patógenos cuando se incrementan las concentraciones de 50% y 100%, al igual que el fosfato, mencionado anteriormente, existe evidencia científica que las plantas pueden absorber materia orgánica y patógeno a través de las raíces (Núñez López et al., 2004). Por lo que un incremento en el caudal y concentraciones no daría oportunidad del río a asimilar las concentraciones de patógenos.

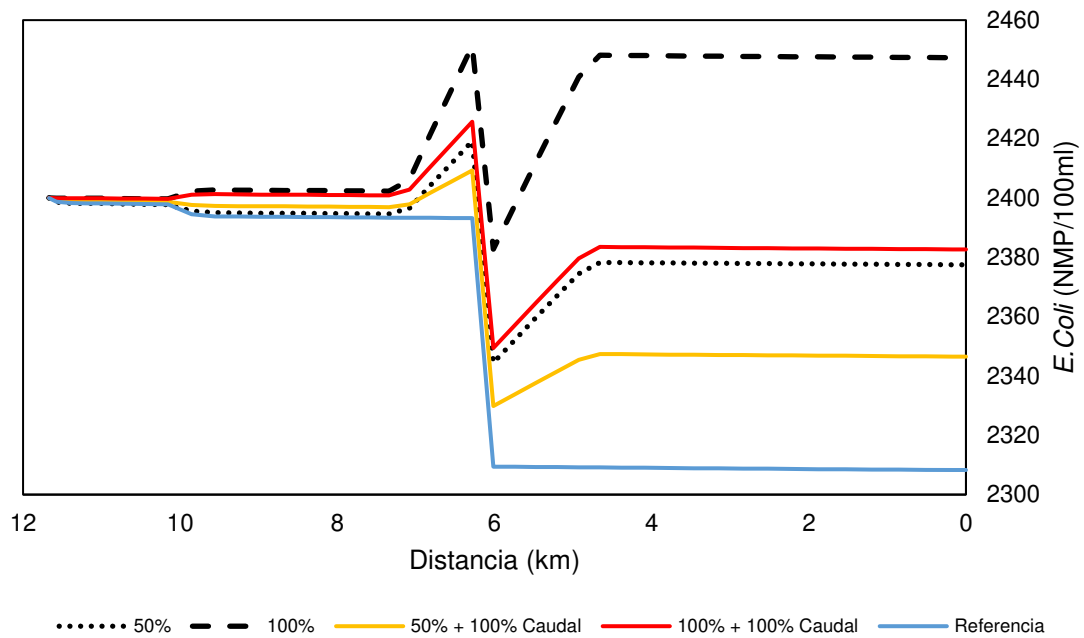


Figura 44. Concentración de E. coli de un escenario negativo con nueva descarga doméstica.

La concentración de la bacteria E. coli incrementa cuando existe una descarga doméstica puntual, además existe un incremento del doble en las concentraciones de E. coli, y disminuye cuando el caudal aumenta.

X CONCLUSIÓN

Se efectuaron los muestreos en el río Querétaro en el tramo de El Marqués para la temporada de lluvia y post lluvia. Los resultados del análisis fisicoquímicos y microbiológicos del agua presentan un deterioro de la calidad del agua por las descargas de aguas residuales y los escurrimientos con contaminantes. Se confirma que de acuerdo con la Norma Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, los criterios ecológicos de calidad del agua y las referencias internacionales, que algunos parámetros no dan cumplimiento a los límites permisibles para la protección de la vida acuática y salud humana a lo largo de la corriente.

El uso de análisis multivariado favorece la comprensión de la correlación de los parámetros de calidad del agua, el análisis de componentes principales demostró los parámetros de calidad el agua que influyen en la variabilidad donde e temporada de lluvia el factor 1 representa el 64.88% de la varianza total con los parámetros temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, nitrato, demanda química de oxígeno, E. coli, sólidos suspendidos totales y el amonio, mientras que para la temporada post lluvia el factor 1 representa el 46.44% del varianza total de los datos con los parámetros de temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, nitrato, y amonio.

Se implementó el modelo QUAL2K a un tramo del río Querétaro en el municipio de El Marqués y se obtuvieron buenos ajustes para la simulación de los valores reales con los simulados, principalmente para los parámetros de temperatura, sólidos suspendidos totales, oxígeno disuelto, DBO5, amonio, fosfato y pH. Por lo que el

modelo durante calibración representa las condiciones de la corriente en ese tramo y es confiable para ser utilizado para la aplicación de escenarios de simulación. Para el caso de la validación el modelo solo se ajustó a los parámetros de conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, amonio y nitrato.

Las simulaciones de los escenarios propuestos resaltan la importancia del tratamiento de agua residual, ya sea convencional o no convencional, para mejorar la calidad del agua. El escenario negativo evidencio que el incremento de las concentraciones o el surgimiento de nuevas fuentes de contaminación trae consigo una afectación directa al ecosistema e impide el uso del agua para las actividades antropogénicas. Aunque también, demostró que el río tiene un porcentaje de asimilación, aunque se incremente las concentraciones en algunos parámetros, pero sin influir en el caudal de entrada para las fuentes contaminantes.

El escenario positivo presenta una importante contribución para la gestión del río Querétaro, la incorporación de nuevos tratamientos para las descargas puntuales y difusas podrían disminuir la vulnerabilidad que presenta el río, como resultado de su cercanía a la mancha urbana y a las actividades económicas que se realizan a su alrededor.

Se concluye que la modelación de la calidad del agua en el tramo del Río Querétaro en el municipio El Marqués utilizando el modelo QUAL2k es una herramienta para la gestión integral del agua para la implementación y/o seguimiento de planes, programa y proyectos para la preservación del río, así como se demostró que las

aportaciones graduales y combinadas de las aguas residuales de distintos orígenes aumentan el nivel de contaminación a lo largo de la corriente aguas abajo.

XI RECOMENDACIONES

Para futuras investigaciones se recomienda la segmentación del tramo del río más detallada, disminuyendo las distancias entre cada segmento y realizar las campañas de medición para cada segmento conforme a las características hidráulicas de la corriente.

Para la modelación y ajuste del componente hidrodinámico se recomienda el uso de un modelo hidráulico previo al uso del modelo QUAL2k, ya que, por ser un modelo de calidad de agua, no es minucioso para los elementos hidrodinámicos.

De igual modo, se recomienda realizar un estudio más detallado de la calidad del agua con mayores puntos de muestreo a lo largo tramo y en escala de tiempo para conocer mejor el comportamiento del río en la época húmeda y seca.

XII BIBLIOGRAFÍA

- Ahmad Kamal, N., Muhammad, N. S., & Abdullah, J. (2020). Scenario-based pollution discharge simulations and mapping using integrated QUAL2K-GIS. *Environmental Pollution*, 259. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113909>
- Álvarez, D. (2019, September 19). Alerta ecológica en el río Querétaro. Diario de Querétaro. <https://www.diariodequeretaro.com.mx/local/alerta-ecologica-en-el-rio-queretaro-7228941.html>
- Álvarez, A., Rubiños Panta, E., Gavi Reyes, F., José Alarcón Cabañero, J., Hernández Acosta, E., Ramírez Ayala, C., Mejía Saenz, E., Pedrero Salcedo, F., Nicolas Nicolas, E., & Salazar Sosa, E. (2006). *Índice de calidad del agua en la cuenca del río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y Predicción*.
- Antonio Garzón-Zúñiga, M., & Buelna, G. (2014). CARACTERIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES PORCINAS Y SU TRATAMIENTO POR DIFERENTES PROCESOS EN MÉXICO. En *Rev. Int. Contam. Ambie* (Vol. 30, Número 1).
- Azhar, S. C., Aris, A. Z., Yusoff, M. K., Ramli, M. F., & Juahir, H. (2015). Classification of River Water Quality Using Multivariate Analysis. *Procedia Environmental Sciences*, 30, 79–84. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.10.014>
- Bauer, J., Castro, J., & Chung, B. (2017). CAPÍTULO 4 CALIDAD DEL AGUA. <https://ciga.pucp.edu.pe/wp-content/uploads/2017/09/4.-CAP%C3%8DTULO-4.pdf>

- Bolaños Aguilar, C. E. (2019). *Diatomeas epilíticas como indicadores biológicos para la evaluación de la calidad ambiental del río Querétaro, Qro.* UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO.
- Bonechi, V. (2017, May 25). Río Querétaro sufre de alta contaminación. Agua.org.mx.
- Borja, D., Salazar Llangarí, K., & Brito Moina, H. (2019). Cuantificación de efluentes de aguas residuales del Camal Frigorífico Riobamba. *Ciencia Digital*, 3(2), 783–794. <https://doi.org/10.33262/cienciadigital.v3i2.497>
- Bowie, G. L., Mills, W. B., Porcella, D. B., Campbell, C. L., Pagenkopf, J. R., Rupp, G. L., Johnson, K. M., Chan, P. W. H., Gherini, S. A., Chamberlin, C. E., & Barnwell, T. O. (1985). *RATES, CONSTANTS, AND KINETICS FORMULATIONS IN SURFACE WATER QUALITY MODELING (SECOND EDITION)*.
- Bracho Vargas, L., Angulo Argote, L., & Díaz Muegue, L. (2016). Evaluación del software qual2k en fuentes receptoras de vertimientos de residuos líquidos en algunos puntos del río cesar impactados por actividad minera. *Multiciencias*, 16(1), 5–13.
- Bravo Alcántara, A., Mejía Ramos, A., Ramírez Hernández, G., Herradora Lozano, M. A., Pablos Hach, J. L., & Martínez Gamba, R. (2008). Evaluación del suministro de agua residual tratada por separación-sedimentación-filtración en

- la salud de cerdos destetados. *Técnica Pecuaria en México*, 46(3), 287–302.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=61346305>
- Bui, H. H., Ha, N. H., Nguyen, T. N. D., Nguyen, A. T., Pham, T. T. H., Kandasamy, J., & Nguyen, T. V. (2019). Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 19(2), 210–223.
<https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.03.005>
- Buitrago Aguirre, C. L., & Hernández Suárez, J. S. (2018). *Guía Nacional de modelación del recurso hídrico para aguas superficiales continentales*.
- Cámara Durán, O. A. (1994). Impacto de la agricultura bajo siego sobre la calidad del agua: caso del valle del Yaqui, Sonora. *Ingeniería Hidráulica en México*, IX(3), 57–71.
- Campos Gómez, I. (2000). Saneamiento Ambiental. In Google Books (1st ed., pp. 48–54). EUNED.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (1999). *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Dissolved oxygen (Freshwater)*.
- Capó Martí, M. A. (2007). Principios de ecotoxicología. Editorial Tébar.
- Castro Huertas, M. A. (2015). APLICACIÓN DEL QUAL2Kw EN LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO GUACAICA, DEPARTAMENTO DE CALDAS, COLOMBIA [MSc Thesis].

- Chapra, S. C. (2008). *Surface Water-Quality Modeling*. Waveland Press, Inc.
- Chapra, S., Pelletier, G., & Tao, H. (2012). *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Version 2.12) The Mystic River at Medford, MA*.
- Comisión Nacional del Agua. (2021, March 1). Calidad del agua en México. Gob.mx. <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua>
- CONEVAL. (2005). Mapas de pobreza y rezago social 2005: Querétaro de Arteaga.
- Contreras, A. (2019, May 27). Ensucian el Río Querétaro y autoridad no puede pararlos. El Financiero. <https://www.elfinanciero.com.mx/bajio/ensucian-el-rio-y-autoridad-no-puede-pararlos/>
- Cordy, G. E. (2001, March). A Primer on Water Quality. Pubs.usgs.gov. <https://pubs.usgs.gov/fs/fs-027-01/>
- Corroto, F., Gamarra, O., & Barboza, E. (2018). Multivariate assessment of water quality in the Utcubamba Basin (Peru). *Tecnología y Ciencias del Agua*, 9(5), 33–51. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-05-02>
- DOF. (2024). Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero valle de querétaro (2201), Estado de Querétaro.
- Emilio Campos Arenas. (2023). Elaboración de inventarios de focos contaminantes. SEAG0211. IC Editorial.

Galindo-Domínguez, H. (2020). Estadística para no estadísticos: una guía básica sobre la metodología cuantitativa de trabajos académicos. In Google Books. 3Ciencias.

https://www.google.com.mx/books/edition/Estad%C3%ADstica_para_no_estad%C3%ADsticos_una_g/ehXaDwAAQBAJ?hl=es&gbpv=0

Gallego, R. S. (2003). Introducción al análisis de datos experimentales: tratamiento de datos en bioensayos. In Google Books. Publicacions de la Universitat Jaume I. https://www.google.com.mx/books/edition/Introducci%C3%B3n_al_an%C3%A1lisis_de_datos_expe/NLUVJTK7EIoC?hl=es&gbpv=1&dq=dendrograma+an%C3%A1lisis+cluster&pg=PA138&printsec=frontcover

Galvín, R. M. (2018). FISICOQUÍMICA Y MICROBIOLOGÍA DE LOS MEDIOS ACUÁTICOS Tratamiento y control de calidad de aguas Segunda edición. <https://www.editdiazdesantos.com/wwwdat/pdf/9788490522103.pdf>

García-Gallego, J., & Salcedo Salgado, J. (2020). Modelación de transporte de nutrientes para el análisis del estado trófico de la Ciénaga de Betancí (p. 39) [Thesis].

Giraldo-B, L. C., Palacio, C. A., Molina, R., & Agudelo, R. A. (2015). Water quality modeling of the Medellín river in the Aburrá Valley. *DYNA (Colombia)*, 82(192), 195–202. <https://doi.org/10.15446/dyna.v82n192.42441>

Giraldo Gómez, G. I. (1995). Manual de análisis de aguas. Universidad Nacional de Colombia.

- Gómez Miranda, I. N., & Peñuela Mesa, G. A. (2016). Revisión de los métodos estadísticos multivariados usados en el análisis de calidad de aguas. *Revista Mutis*, 6(1), 54. <https://doi.org/10.21789/22561498.1112>
- González-Márquez, L., Torres-Bejarano, F., Rodríguez Gallegos, H., & Rivera Rivera, N. (2013, julio 14). Modelación de la Calidad del Agua en el Dren El Burrión del Distrito de Riego 063, Guasave, Sinaloa, México. *"Innovation in Engineering, Technology and Education for Competitiveness and Prosperity"*. <http://www.epa.gov/>
- González-Márquez, L., Torres-Bejarano, F., Rodríguez Gallegos, H., & Rivera Rivera, N. (2014). *Modelación de la Calidad del Agua en el Dren El Burrión del Distrito de Riego 063, Guasave, Sinaloa, México*. <http://www.epa.gov/>
- Gutiérrez-López, A., Zarco Hernández, C. I., Chávez, C., Trejo-Alonso, J. J., & Villarreal, S. (2020). Índices hidrológico-ambientales en la cuenca del río Querétaro, empleando subconjuntos borrosos. *Revista Nthe*, 34, 49–58.
- Hurtado Álvarez, M., & Felipe Gómez Vásquez, C. (2019). *MONOGRAFÍA ESPECIALIZACIÓN EN MEDIO AMBIENTE Y GEOINFORMÁTICA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS CUERPOS DE AGUA SUPERFICIAL EN EL ÁREA DE INFLUENCIA DEL PROYECTO MINERO SAN RAMON (RED EAGLE) APLICANDO HERRAMIENTAS SIG Y QUAL2Kw*.

INEGI. (2020). Censo de población y vivienda. [Cuentame.inegi.org.mx.
https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/queret/poblacion/default.aspx?tema=me&e=22](https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/queret/poblacion/default.aspx?tema=me&e=22)

Jaramillo, M. F., Galvis, A., Escobar, M., Forni, L., Purkey, D., Siebel, J. S., Lozano, G., Rodriguez, C., Castaño, J., & Sabas, C. (2016). INTEGRACIÓN DE LOS MODELOS WEAP Y QUALK PARA LA SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE FUENTES SUPERFICIALES, CASO DE ESTUDIO. CUENCA DE RÍO LA VIEJA COLOMBIA. *Aqua-LAC*, 8(2), 14–24.

Ji, Z.-G. (2008). *HYDRODYNAMICS AND WATER QUALITY MODELING RIVERS, LAKES, AND ESTUARIES*.

Jiménez, B. E. (2001). La Contaminación Ambiental en México. In Google Books. Editorial Limusa. https://www.google.com/books/edition/La_Contaminaci%C3%B3n_Ambiental_en_M%C3%A9xico/8MVxlyJGokIC?hl=es&gbpv=1&dq=contaminaci%C3%B3n+del+agua&pg=PA30&printsec=frontcover

Jiménez Cisneros, B. E., Valiente Riveros, E. L., Ponce Vélez, G., Villanueva Fregoso, S., López Álvarez, B., Herrera Zamarrón, G., Carrillo-Riviera, J. J., Cardona, A., Mazari Hiriart, M., Aguilar Medina, M. del J., Espinosa García, A. C., Durán Rivera, N., Ávila Forcada, L., Espejo Rosario, R., & Aguilar Ibarra, A. (2010). *Calidad del agua: un enfoque multidisciplinario* (A. Aguilar Ibarra, Ed.). Biblioteca Nacional de México. www.clacso.edu.ar

- Kannel, P. R., Lee, S., Lee, Y. S., Kanel, S. R., Pelletier, G. J., & Kim, H. (2007). Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. *Ecological Modelling*, 202(3–4), 503–517. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.033>
- Lina María Cardoso Vigueros, L. M., Escalante Estrada, V. E., Ramírez Camperos, M. E., & Tomasini Ortiz, A. C. (2021). *Guía para el tratamiento de las aguas residuales porcinas*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <https://doi.org/10.24850/b-imta-2021-01>
- Liu, C. W., Lin, K. H., & Kuo, Y. M. (2003). Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Science of the Total Environment*, 313(1–3), 77–89. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00683-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00683-6)
- Lozano-Rivas, W. A. (2013). *Calidad fisicoquímica del agua*. Universidad Piloto de Colombia. https://www.google.com/books/edition/Calidad_fisicoqu%C3%ADmica_del_agua/-Ok0DwAAQBAJ?hl=es&gbpv=0
- Arroyave Gómez, D. M., Moreno Tovar, A. A., Toro Botero, F. M., Gallego Suárez, D. de J., & Carvajal Serna, L. F. (2013). Estudio del modelamiento de la calidad del agua del Río Sinú, Colombia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 12(22), 33–44.

http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242013000100004&lng=en&nrm=iso&tlng=es

Orozco Corona, D. M., García Escalante, J. J., Navarro Jasso, J. S., Correa Figueroa, J. L., Solorzano Salgado, P., Letechipía de León, C., Vega Carrillo, H. R., & Carmona Martínez, L. A. (2020). Estudio de evaluación de la calidad del agua en el Río Querétaro. *XVII encuentro participación de la mujer en la ciencia*.

Meneses, J. (2019). Introducción al análisis multivariante PID_00263801. <https://femrecerca.cat/meneses/publication/introduccion-analisis-multivariante/introduccion-analisis-multivariante.pdf>

Meyer, W. J. (2012). Concepts of Mathematical Modeling. Courier Corporation.

Molnar, P. (2011). Calibration. Watershed Modelling, SS 2011. Zürich: Institute of Environmental Engineering. ETH Zürich.

Montelongo Casanova, R., José Gordillo Martínez, A., María Otazo Sánchez, E., Roberto Villagómez Ibarra, J., Arturo Acevedo Sandoval, O., & Prieto García, F. (2008). Modelación de la calidad del agua del Río Tula, Estado de Hidalgo, México. *Año*, 75, 5–18.

Morales, G. M.-A., & Hernández Estrada, A. (2021). Análisis multivariante de datos. In Google Books. Ediciones Pirámide. https://www.google.com.mx/books/edition/An%C3%A1lisis_multivariante_de_datos/LOVWEAAQBAJ?hl=es&gbpv=1&dq=an%C3%A1lisis+multivariante&pg=PA35&printsec=frontcover

- Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N., & Daggupati, P. (2015). Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Munar-Samboní, A. M., & Méndez-Pedroza, N. M. (2021). Modelación hidrodinámica y de calidad del agua en un ecosistema estuarino urbano con incidencia maregráfica y vertimientos de aguas residuales. *Entramado*, 17(1). <https://doi.org/10.18041/1900-3803/entramado.1.7285>
- Municipio de Querétaro. (2021). Anuario Económico Municipal.
- Núñez López, R. A., Meas Vong, Y., Ortega Borges, R., & Olguín, E. J. (2004). Fitorremediación: fundamentos y aplicaciones. *Biotecnología y biología molecular*, 69–82.
- Pelletier, G. J., Chapra, S. C., & Tao, H. (2006). QUAL2Kw - A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. *Environmental Modelling and Software*, 21(3), 419–425. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.07.002>
- Ritter, A., & Muñoz-Carpena, R. (2013). Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *Journal of Hydrology*, 480, 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>
- R. Manivanan. (2008). Water Quality Modeling. New India Publishing.

- Ramos Olmos, R., Sepúlveda Marqués, R., & Villalobos Moreto, F. (2002). El agua en el medio ambiente: muestreo y análisis (1st ed.). Plaza y Valdéz S.A de C.V.
- Rodríguez, M. G. (2006). Depuración de aguas residuales. Editorial CSIC - CSIC Press.
- Samaneh Abdeveis, Sedghi, H., Hassonizadeh, H., & Babazadeh, H. (2020). Application of Water Quality Index and Water Quality Model QUAL2K for Evaluation of Pollutants in Dez River, Iran. *Water Resources*, 47(5), 892–903. <https://doi.org/10.1134/S0097807820050188>
- Sierra Ramírez, C. A. (2011). Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico. En *Ediciones de la U* (1a ed.). Ediciones de la U.
- Tapia, S., Gutiérrez, F., Aragón, G., Antonio, J., Rebollar, L., & Curso Alto del Río Lerma, E. (2016). Modelación del curso alto del río Lerma (carl), utilizando QUAL2Kw, considerando la distribución y variación de nitrógeno amoniacal y nitrógeno como nitratos. En *Aqua-LAC* (Vol. 8, Número 1).
- Torres-Bejarano, F. M., Verbel-Escobar, M., & Atencia-Osorio, M. C. (2022). Water quality model-based methodology to assess assimilative capacity of wastewater discharges in rivers. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 8(4), 449–472. <https://doi.org/10.22034/GJESM.2022.04.01>
- Ventura Ramos, E. Jr. (2017). Programa de restauración hidrológica y saneamiento del Río Querétaro en el municipio de El Marqués, Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro.

- Vieira, J. S., Pires, J. C. M., Martins, F. G., Vilar, V. J. P., Boaventura, R. A. R., & Botelho, C. M. S. (2012). Surface water quality assessment of lis river using multivariate statistical methods. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(9), 5549–5561. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1267-5>
- Villón Béjar, M. (2004). Hidrología. Instituto Tecnológico De Costa Rica.
- Villota-López, C., Rodríguez-Cuevas, C., Torres-Bejarano, F., Cisneros-Pérez, R., Cisneros-Almazán, R., & Couder-Castañeda, C. (2021). Applying EFDC Explorer model in the Gallinas River, Mexico to estimate its assimilation capacity for water quality protection. *Scientific Reports*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92453-z>
- Wainwright, J., & Mulligan, M. (2004). *Environmental Modelling Finding Simplicity in Complexity Editors*.
- Xiao, L., Chen, Z., Zhou, F., Hammouda, S. ben, & Zhu, Y. (2020). Modeling of a Surface Flow Constructed Wetland Using the HEC-RAS and QUAL2K Models: a Comparative Analysis. *Wetlands*, 40(6), 2235–2245. <https://doi.org/10.1007/s13157-020-01349-7>
- Ye, H., Guo, S., Li, F., & Li, G. (2013). Water quality evaluation in Tidal River reaches of Liaohe River Estuary, China using a revised QUAL2K model. *Chinese Geographical Science*, 23(3), 301–311. <https://doi.org/10.1007/s11769-013-0586-9>

- Zhang, R., Qian, X., Yuan, X., Ye, R., Xia, B., & Wang, Y. (2012). Simulation of water environmental capacity and pollution load reduction using QUAL2K for water environmental management. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(12), 4504–4521. <https://doi.org/10.3390/ijerph9124504>
- Zhang, W., Zhang, R., Yang, Y., Huang, T., & Wen, G. (2019). Removal of high concentrations of ammonium from groundwater in a pilot-scale system through aeration at the bottom layer of a chemical catalytic oxidation filter. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(20). <https://doi.org/10.3390/ijerph16203989>
- Zhao, Y., Xia, X. H., Yang, Z. F., & Wang, F. (2012). Assessment of water quality in Baiyangdian Lake using multivariate statistical techniques. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 1213–1226. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.115>

XIII ANEXOS

ANEXO 1. REGISTRO FOTOGRÁFICO

TEMPORADA LLUVIA



Analisis de los parámetros de campo



Medición de parámetros hidrúlicos.



Medición de parámetros hidrúlicos.



Corriente del río y presencia de hierba.



Toma de muestra



Medición de velocidades

TEMPORADA POST-LLUVIA



Toma de muestra



Medición de los parámetros de campo
con multiparámetro



Medición de anchura de la corriente.



Toma de muestra en la planta de tratamiento de agua residual.



Toma de muestra



Medición del oxígeno disuelto en campo.



Medición de las velocidades