



Universidad de Concepción



FACULTAD DE CIENCIAS
AMBIENTALES

MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO BIOBÍO: APLICACIÓN DEL MODELO AQUATOX



FERNANDA DEL PILAR SALDÍAS HERNÁNDEZ

Profesora Guía: Dr. A. Carolina Baeza.
Profesor co-guía: Dr. Alejandra Stehr

Concepción, Chile
2022

“MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO BIOBÍO: APLICACIÓN DEL MODELO AQUATOX”

PROFESOR GUÍA: Dra. Carolina Baeza Freer



PROFESOR CO- GUÍA: Dra. Alejandra Stehr Gesche



PROFESOR COMISIÓN: Dra. Mariela Yevenes



CONCEPTO: APROBADO CON DISTINCIÓN MÁXIMA

Conceptos que se indica en el Título

- ✓ Aprobado por Unanimidad : (En Escala de 4,0 a 4,9)
- ✓ Aprobado con Distinción (En Escala de 5,0 a 5,6)
- ✓ Aprobado con Distinción Máxima (En Escala de 5,7 a 7,0)

Concepción, enero 2022

TABLA DE CONTENIDO

ÍNDICE DE TABLAS.....	v
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vi
AGRADECIMIENTOS.....	viii
RESUMEN.....	ix
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	3
2.1 Calidad de agua.....	3
2.2 Modelos de Calidad de Agua.....	3
2.3 Modelo AQUATOX.....	6
AQUATOX como modelo de calidad de agua.....	10
Aplicaciones de AQUATOX.....	11
2.4 Cuenca del Río Biobío.....	15
Clima.....	16
Hidrología.....	16
Calidad de agua en la cuenca del río Biobío.....	17
2.5 Pregunta de Investigación.....	24
2.6 Objetivos.....	24
2.6.1 Objetivo General.....	24
2.6.2 Objetivos específicos.....	24
3. METODOLOGÍA.....	25
3.1 Área de estudio.....	25
3.2 Identificación de las variables del modelo y disponibilidad de datos.....	27
3.3 Preparación del Modelo de calidad de agua.....	31
Condiciones de sitio.....	35
Condiciones iniciales.....	35
3.4 Calibración y Validación del modelo AQUATOX.....	37
Calibración.....	37
Validación.....	38
Indicadores de bondad de Ajuste.....	38
3.5 Análisis de sensibilidad.....	40
3.6 Escenarios planteados para la modelación.....	41
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	43

4.1	Requerimientos del modelo y disponibilidad de datos	43
4.2	Calibración y validación del modelo de calidad de agua	45
	Calibración	45
	Validación.....	51
	Comparación de la calibración y validación con el modelo QUAL2K.....	54
4.3	Análisis de sensibilidad	56
4.4	Escenarios modelados a partir de cambios en el caudal de entrada.....	58
	Modelación de oxígeno disuelto (OD).....	59
	Modelación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	64
	Modelación del amonio (NH ₄ ⁺).....	69
	Comparación con el modelo QUAL2K	74
5	CONCLUSIONES	77
	Contribución de esta investigación al logro de los Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS)80	
6.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Comparación de AQUATOX con otros modelos utilizados en evaluación de riesgo.	8
Tabla 2: Aplicaciones de AQUATOX.	12
Tabla 3: Áreas de vigilancia NSCA río Biobío.....	21
Tabla 4: Contaminantes normados NCSA río Biobío.....	22
Tabla 5: Requerimiento inicial para llevar a cabo la simulación.....	27
Tabla 6: Estaciones de muestreo del río Biobío del Programa de Monitoreo del Centro EULA.	29
Tabla 7: Estaciones de muestreo de los ríos tributarios del programa de monitoreo del Centro EULA.	29
Tabla 8: Estación de Calidad del Agua de la cuenca del río Biobío de la DGA. ...	30
Tabla 9: Fuentes puntuales en el tramo de estudio.	30
Tabla 10: Datos al inicio del tramo.....	35
Tabla 11: Características de las descargas puntuales	36
Tabla 12: Características de las descargas de los tributarios.....	37
Tabla 13: Rangos utilizados para la calibración de los parámetros.	38
Tabla 14: Límites de desempeño de medidas de bondad de ajuste.....	40
Tabla 15: Variación porcentual efectuada a los coeficientes de Reaireación, nitrificación, desnitrificación y al asociado al oxígeno capturado por la biomasa. .	41
Tabla 16: Escenarios con los porcentajes de disminución de caudales para la cabecera del tramo de estudio y sus tributarios.	42
Tabla 17: Valores límites de concentraciones para cada variable estudiada con su respectiva clase de calidad físico-química propuesta por MMA.	42
Tabla 18: Requisitos generales para una simulación de múltiples segmentos y los disponibles para el tramo de estudio.....	44
Tabla 19: Valores obtenidos por calibración para los coeficientes de reaireación, nitrificación, desnitrificación y O2Biomass.....	45
Tabla 20: Valores obtenidos para los criterios de bondad de ajuste en el proceso de calibración.	47
Tabla 21: Cantidad de datos utilizados en estudios de calidad de agua.	48
Tabla 22: Valores obtenidos para los criterios de bondad de ajuste en el proceso de validación.	51
Tabla 23: Análisis de sensibilidad para el coeficiente de reaireación (Kreaer).	56
Tabla 24: Análisis de sensibilidad para el coeficiente de nitrificación (Knitr).	57
Tabla 25: Análisis de sensibilidad para el coeficiente de desnitrificación (Kdnt)...	57
Tabla 26: Análisis de sensibilidad para el coeficiente O2Biomass.	58
Tabla 27: Valores del caudal de entrada luego de aplicar la disminución de caudales.....	59

Tabla 28: Valores del caudal de entrada luego de aplicar la disminución de caudales.....	59
Tabla 29: Concentraciones mínimas de OD alcanzadas en cada escenario con su respectiva clase.....	64
Tabla 30: Concentraciones máximas de DBO alcanzadas en cada escenario con su respectiva clase.....	69
Tabla 31: Concentraciones máximas de NH_4^+ alcanzadas en cada escenario con su respectiva clase.....	74

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Clasificación de los tipos de modelo de calidad de agua.	5
Figura 2: Representación del modelo AQUATOX	7
Figura 3: Evolución de la calidad del agua del río Biobío, desde 1990-2018, siguiendo las propuestas de calidad ajustadas a partir de la NSCA-Biobío. Donde las clases determinan la calidad del agua con clase 1: Muy buena; Clase 2: Buena; Clase 3: Regular; Clase 4 : mala; Y Clase 5: Muy mala.....	18
Figura 4: Tramos definidos por la NSCA.....	20
Figura 5: Tramo del río Biobío del estudio, desde Rucalhue (71°53'13.43"O, 37°42'54.93"S) hasta Hualqui (72°57'17.62"O, 36°59'14.75"S), con los tributaron involucrados en el estudio y las ciudades principales.	26
Figura 6: Ubicación de las estaciones de calidad, descargas puntuales y estaciones fluviométricas presentes en el tramo de estudio.	31
Figura 7 : Ejemplo de vínculos en cascada y retroalimentación usados simultáneamente en una simulación.	33
Figura 8: Diagrama conceptual del tramo de estudio con sus respectivos segmentos.....	34
Figura 9: Comparación del proceso de calibración entre los valores simulados y observados para las concentraciones de a) Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) y Amonio (NH_4^+), desde aguas arriba hacia aguas abajo.	50
Figura 10: Comparación del proceso de validación entre los valores simulados y observados para las concentraciones de oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y amonio (NH_4^+), desde aguas arriba hacia aguas abajo.	53
Figura 11: Comparación del proceso de calibración para la concentración de OD, entre los modelos AQUATOX y QUAL2K para el mismo tramo de estudio.....	55
Figura 12: Comparación gráfica del proceso de validación para las concentraciones de OD, entre los modelos AQUATOX y QUAL2K para el mismo tramo de estudio.	56

Figura 13: Resultado de la simulación en el modelo AQUATOX para las concentraciones de Oxígeno Disuelto (OD) en cada uno de los escenarios planteados de disminución de caudales de entrada.....	60
Figura 14: Comparación de las concentraciones de Oxígeno Disuelto (OD), obtenidas para los escenarios de disminución de caudales vs las concentraciones promedio históricas de OD para el mes de marzo medidas por el PMBB (Estaciones de monitoreo BB3, BB4, BB7 y BB8) y el escenario de línea base (LB).	62
Figura 15: Comparación de las concentraciones de Oxígeno Disuelto (OD) obtenidas para el escenario más conservador (E1) y el escenario estresor del modelo (E8) vs las concentraciones de OD promedio de las estaciones de monitoreo del PMBB.	63
Figura 16: Resultado de la simulación en el modelo AQUATOX para las concentraciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) en cada uno de los escenarios planteados de disminución de caudales de entrada.	65
Figura 17: Comparación de las concentraciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅), obtenidas para los escenarios de disminución de caudales vs las concentraciones promedio históricas de DBO ₅ para el mes de marzo medidas por el PMBB (Estaciones de monitoreo BB3, BB4, BB7 y BB8) y el escenario de línea base (LB).....	67
Figura 18: Comparación de las concentraciones de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) obtenidas para el escenario más conservador (E1) y el escenario estresor del modelo (E8) vs las concentraciones de la DBO ₅ promedio de las estaciones de monitoreo del PMBB (Estaciones de monitoreo BB3, BB4, BB7 y BB8).	68
Figura 19: Resultado de la simulación en el modelo AQUATOX para las concentraciones de Amonio (NH ₄ ⁺) en cada uno de los escenarios planteados de disminución de caudales de entrada.	70
Figura 20: Comparación de las concentraciones de Amonio (NH ₄ ⁺) obtenidas para el escenario más conservador (E1) y el escenario estresor del modelo (E8) vs las concentraciones de Amonio promedio históricas de las estaciones de monitoreo del PMBB (BB3, BB4, BB7 y BB8).....	72
Figura 21: Comparación de las concentraciones de NH ₄ ⁺ , obtenidas para el escenario más conservación (E1) y el más pesimista (E8) vs la NH ₄ ⁺ promedio de las estaciones de monitoreo del PPM (BB3, BB4, BB7 y BB8).	73
Figura 22: Comparación de las concentraciones de Oxígeno Disuelto (OD) simuladas por los modelos AQUATOX y QUAL2K vs las concentraciones históricas promedio para el mes de marzo medidas por el PMBB (BB3, BB4, BB7 y BB8) ..	75
Figura 23: Comparación de las concentraciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅) simuladas por los modelos AQUATOX y QUAL2K vs las concentraciones históricas promedio para el mes de marzo medidas por el PMBB (BB1, BB2, BB7 y BB8)	76

AGRADECIMIENTOS

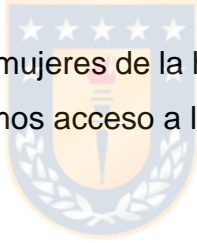
Esta tesis fue realizada gracias a mis padres Irma y Fernando, por darme la oportunidad que ellos no tuvieron, estudiar. Para ellos mi principal agradecimiento.

Mi agradecimiento a mis profesoras guías, A. Carolina Baeza y Alejandra Sterh por sus consejos, aportes y colaboración durante el desarrollo de esta investigación. A Alejandra Zurita, por siempre responder mis dudas y darme ánimo en el camino.

A mi familia, quien siempre ha sido mi contención y siempre ha creído en mí en toda mi formación académica y de la vida. A mi Titi, mi segunda mamá, por su amor incondicional. A mi Tía Lila, por enseñarme que las mujeres somos capaces de todo y más. A mis abuelos que me guían en la vida.

A mis amigas, Constanza, Pilar, Pamela y Carolina, sin ellas la vida sería aburrida.

Finalmente agradecer a todas las mujeres de la historia invisibilizadas que dieron la vida para que las mujeres tuviéramos acceso a la educación.



RESUMEN

La creciente preocupación por el cambio climático y los efectos que este provoca, sumado a las crecientes actividades antrópicas sobre los cuerpos de aguas superficiales, han incitado a que cada vez sean mayor los monitoreos y estudios para mantener la calidad de aguas en condiciones óptimas para los ecosistemas y los diversos usos que se le da al recurso. Con el objetivo de identificar nuevas fórmulas en la gestión de nuestros recursos hídricos en el país, este estudio buscó evaluar el modelo de evaluación de riesgo ecológico AQUATOX versión 3.2 perteneciente a Agencia de Protección Ambiental (EPA-US) para determinar calidad de agua del río Biobío en base a su norma secundaria de calidad ambiental. Para ello, se identificaron los requerimientos del modelo y la disponibilidad de datos presente en marzo de los años 2009 y 2012 el río Biobío para la calibración y validación del modelo AQUATOX. Posteriormente simular escenarios de cambio climático en disminución de caudales comparando los resultados con la norma secundaria de calidad del agua de la cuenca del río Biobío.

El tramo de estudio utilizado fue de 158,9 km que abarca desde Rucalhue hasta Hualqui. Dividido en segmentos individuales en base a Zurita (2015) en su tesis de pregrado “Estimación de la capacidad de carga para demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en el río Biobío”. Los resultados arrojaron que los datos disponibles en el tramo fueron suficiente para llevar a cabo una modelación de calidad de agua, mostrando índices de bondad de ajuste de R^2 , d y PBIAS para la calibración, mientras que la validación del modelo obtuvo un R^2 , d y PBIAS.

La disminución de caudal aplicada a los escenarios fue de 10,15, 20, 25, 30, 35, 40 y 95%, mostrando que la disminución no afecta de forma significativa a la calidad de las aguas del río Biobío en ese tramo de estudio. La clase más baja alcanzada fue por parte de la variable de oxígeno disuelto, con una clase 3 (regular) que determina un ecosistema perturbado. En cuanto la variable de demanda bioquímica de oxígeno alcanzo una clase 1 (muy buena), indicio de un ecosistema no perturbado; Mientras que, la variable de amonio obtuvo una clase 2 (buena), considerando un ecosistema mediamente perturbad.

1. INTRODUCCIÓN

El agua está en el epicentro del desarrollo sostenible y es fundamental para el desarrollo socioeconómico, la energía, la producción de alimentos, los ecosistemas y para la supervivencia de los seres humanos. El agua también forma parte crucial de la adaptación al cambio climático, siendo un decisivo vínculo entre la sociedad y el medioambiente.(UNESCO, 2019).

La demanda por el uso del agua ha ido creciendo en un 1% al año desde la década de 1980, principalmente por países desarrollados y economías emergentes. Donde la agricultura es el mayor consumidor del recurso con un 69% de las extracciones anuales, seguido por la industria con un 19% y los hogares con un 12%. (UNESCO, 2019).

En las últimas décadas, el deterioro de los cuerpos de agua superficiales se ha convertido en una de las principales preocupaciones ambientales. La disminución de calidad del agua como consecuencia de actividades antropogénicas en expansión, sumado al cambio climático amenaza con causar graves alteraciones al ciclo del agua. (Abbott et al., 2019), reduciendo los recursos hídricos disponibles, amenazando aún más la salud humana, los servicios ecosistémicos y la seguridad nacional.

Los ríos, sufren una constante amenaza a la calidad de sus aguas producto de actividades antrópicas que se ejercen para satisfacer las necesidades económicas y de desarrollo social. El uso de los recursos hídricos como: aprovechamiento para consumo humano, uso industrial, generación eléctrica, irrigación, recreación y descarga de aguas residuales municipales. (Mena-Rivera et al., 2018). Además, cabe indicar que los cuerpos de aguas superficiales son impactados por efluentes provenientes de procesos industriales, agrícolas y los hogares que aportan gran cantidad de sustancias como fosfatos, nitratos, fertilizantes, pesticidas, metales pesados y materia orgánica deteriorando la calidad del agua. (Sánchez-Gutiérrez & Gómez-Castro, 2021). A fin de controlar estos impactos, las autoridades imponen

estándares de calidad de agua en la gestión de cuencas hidrográficas, que tienen como objetivo mantener la calidad de agua a un nivel ideal para los diversos usos que se puede brindar mediante la definición de concentraciones límites de contaminantes. (Sadak et al., 2020a).

La modelación de calidad de aguas superficiales ha tomado relevancia en los últimos años ya que permite realizar proyecciones del estado de degradación ambiental de estos ecosistemas. Además, es una herramienta que ofrece datos para establecer acciones orientadas a la restauración y conservación del recurso. (Sánchez-Gutiérrez & Gómez-Castro, 2021). Los modelos de calidad del agua pueden ser herramientas efectivas para simular y predecir el transporte de contaminantes en los sistemas acuáticos, lo que puede contribuir a ahorrar el costo en investigaciones in situ. (Wang et al., 2013).

En Chile, la cuenca del río Biobío se ha enfrentado a múltiples instalaciones de proyectos de generación eléctrica y al mismo tiempo a un aumento de la demanda del agua para el uso en proyectos de urbanización, industrias, agricultura y riego, silvicultura, acuicultura, turismo, recreación. (Chiang et al., 2014). Estas actividades producen contaminación puntual y difusa de una amplia gama de compuestos orgánicos e inorgánicos. La cuenca del río Biobío brinda a la comunidad una importante cantidad y diversidad de servicios ecosistémicos, requiriendo cautelar una buena calidad y suficiente cantidad del recurso hídrico para todos los usuarios de la cuenca.

El año 2015, con el objetivo de preservar el ecosistema acuático y sus servicios ecosistémicos, se promulgó la Norma Secundaria de Calidad Ambiental (D.9/2015 del MMA) para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Biobío.

En este estudio se realizó una evaluación del modelo AQUATOX, perteneciente a la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU. Un modelo de evaluación de riesgo ecológico que se usó para modelar el comportamiento de DBO, OD, NH₄⁺ en un tramo 159,6 km del río Biobío, comprendido entre Rucalhue hasta Hualqui.

2. ANTECEDENTES

2.1 CALIDAD DE AGUA

El término calidad del agua está vinculado a la idoneidad del agua para un fin determinado. Una variable de calidad del agua es cualquier propiedad física, química o biológica que influye en el correcto uso del agua tanto para los sistemas ecológicos naturales como para el uso por parte de los humanos. (Boyd, 2015).

Entre las características físicas se encuentran la temperatura, el material de sedimento, turbidez, color y olor. Las características químicas más importantes corresponden al pH, oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (BQO) y elementos como nutrientes (nitrógeno y fósforo), arsénico (As), plomo (Pb) y el mercurio (Hg), etc. Mientras que las características biológicas corresponden a coliformes fecales, microorganismos, sólidos suspendidos entre otros. (Bharti & Katyal, 2011).

La presencia, ausencia o el nivel de concentración de variables fisicoquímicas y microbiológicas específicas determinan la calidad de agua. (Sadiq et al., 2010). Cuando los ciclos hidrológicos sufren alteraciones, repercute directamente afectando la calidad del agua. (Taniwaki et al., 2017).

Los procesos naturales como la erosión, la mineralización del suelo y las condiciones meteorológicas, eventualmente impactan la calidad del agua superficial, sin embargo, el mayor impacto en su degradación se debe a actividades antropogénicas como el uso excesivo de pesticidas y fertilizantes, alteración del uso de suelo y vertidos de aguas residuales sin tratar de industrias y viviendas. (Verbos et al., 2017).

2.2 MODELOS DE CALIDAD DE AGUA

Los modelos de calidad de agua son herramientas esenciales utilizadas por biólogos, ecólogos, administradores de la vida silvestre y modeladores de sistemas. Utilizado ampliamente para desarrollar las cargas diarias máximas totales (Con sus siglas en inglés TMDL), evaluar los riesgos ecológicos y determinar los umbrales de

calidad del agua que deben cumplirse para evitar el deterioro del estado de los ecosistemas acuáticos superficiales. (Chapra, 2003).

La modelización surgió con el fin de brindar información útil sobre los mecanismos e interacciones que justifican los variados comportamientos dinámicos del agua, constituyendo una base racional para la toma de decisiones en la gestión de los recursos hídricos. (Henryque et al., 2020).

Dependiendo de los objetivos, los modelos de calidad de agua pueden clasificarse ampliamente como modelos de simulación, donde se predicen cambios en la calidad del agua debido a una fuente de contaminación; Y modelos de optimización, utilizados para la asignación óptima de recursos. Dentro de los modelos de simulación se encuentran los matemáticos, el cual emplea un conjunto de ecuaciones resueltas numéricamente para predecir la calidad del agua. Los modelos matemáticos pueden clasificarse además sobre la base de la descripción del proceso como estadísticos/empíricos o mecanicistas; tipo de datos como determinista o estocástico; tipos de solución como numéricos o analíticos; y nivel de presentación como agrupado o distribuido. (Sharma & Kansal, 2013).

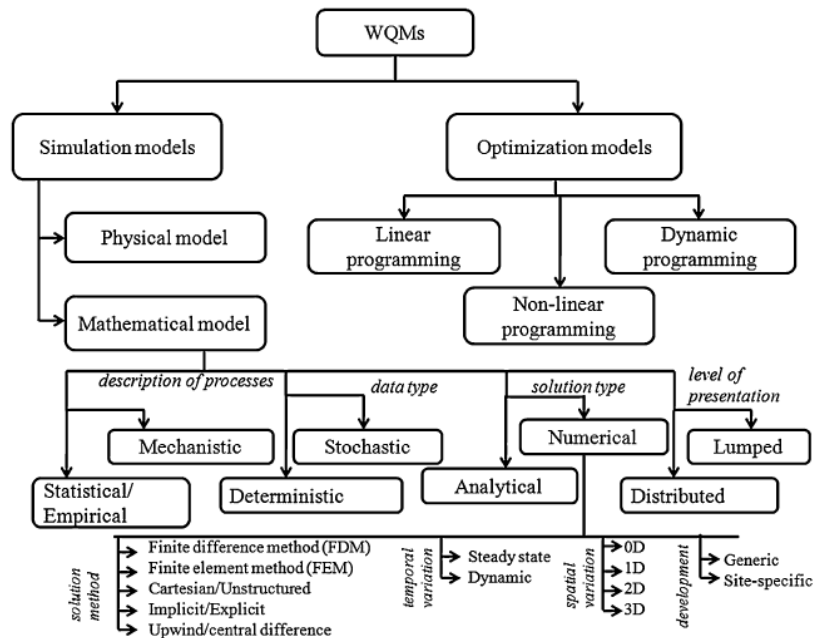


FIGURA 1: CLASIFICACIÓN DE LOS TIPOS DE MODELO DE CALIDAD DE AGUA.

Fuente: Sharma & Kansal, 2013.

Los modelos se desarrollan generalmente para regiones específicas, con climas y características físicas particulares. (Burigato Costa et al., 2019). La aplicación de modelos en regiones distintas de aquellas para las que fueron diseñadas puede producir errores en las simulaciones, por lo que conocer el entorno legislativo de un país e identificar los lugares donde previamente los modelos han sido aplicados con éxito es importante al seleccionar el modelo apropiado para fines de gestión. (Chinyama et al., 2014).

El clásico modelo de calidad de agua fue propuesto por los ingenieros Streeter y Phelps en 1925 para analizar la relación de acoplamiento entre DBO y OD a escala de una dimensión. Desde entonces una gran cantidad de modelos de calidad de agua se han desarrollado basado en las ecuaciones de este modelo. (Wang et al., 2016).

2.3 MODELO AQUATOX

La primera versión del modelo AQUATOX fue publicada en el año 2000, por la Agencia de Protección Ambiental de EE.UU.(US-EPA). Siendo el último de una larga serie de modelos, comenzando con el modelo de ecosistema acuático del Programa Biológico Internacional CLEAN publicado por primera vez en 1974 (R.A Park et al., 1974) y el modelo de destino tóxico PEST, desarrollado a fines de la década de 1970 para complementar CLEANER. (Sharma & Kansal, 2013). AQUATOX combina algoritmos de estos modelos con modelos ecotoxicológicos, escribiendo un código adicional requerido para convertirlo en un modelo de transporte de contaminantes y sus efectos de manera integrados. Este modelo fue vinculado a las interfaces de Microsoft Windows, lo que le brindó una mayor flexibilidad y facilidad de uso. (Park & Clough, 2018).

Actualmente, AQUATOX es un modelo de evaluación de riesgo ecológico general de código abierto que representa el destino y los efectos ambientales combinados de contaminantes convencionales, como nutrientes y sedimentos y, sustancias químicas tóxicas en los ecosistemas acuáticos. Donde se consideran varios niveles tróficos, incluyendo algas adheridas y planctónicas y vegetación acuática sumergida, invertebrados y peces forrajeros, de fondo y de caza; también representa tóxicos orgánicos asociados. (Park & Clough, 2018).

Como todo modelo de ecosistema consta de múltiples componentes que requieren datos de entrada, compartimientos o variables de estado abiótico y biótico que se están simulando (**Figura 2**). En AQUATOX, las variables de estado y las variables de flujo se tratan de manera similar en el código, lo que proporciona mayor flexibilidad ya que las variables de estado externas, como el fitoplancton transportado a un tramo desde aguas arribas, pueden funcionar como variable impulsora; y las variables impulsoras, como la temperatura, podrían tratarse como variable de estado dinámica en una implementación futura. Se puede especificar cargas constantes, dinámicas y multiplicativas para fuentes atmosféricas, puntuales y no puntuales. (Park & Clough, 2018).

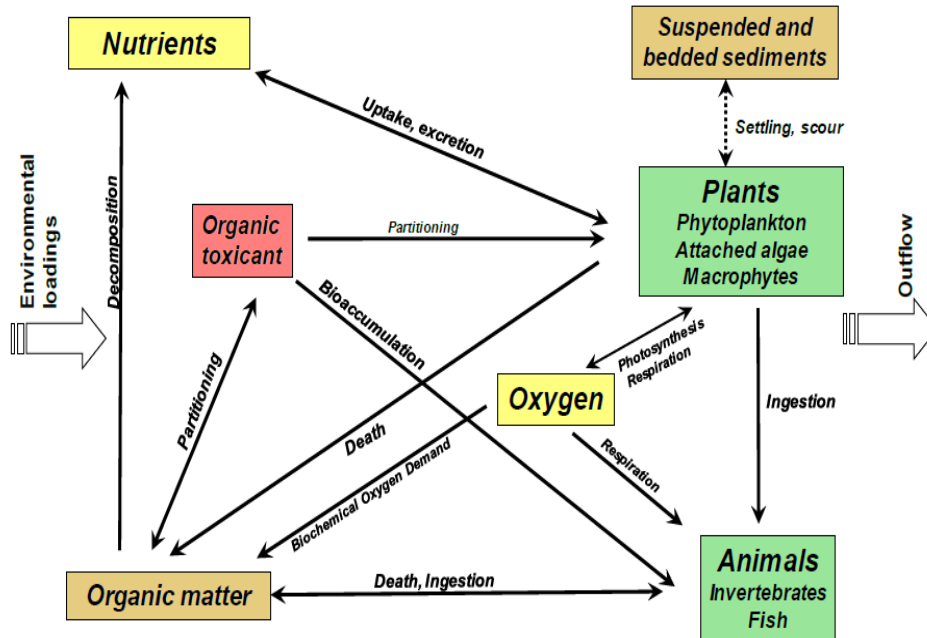


FIGURA 2: REPRESENTACIÓN DEL MODELO AQUATOX

Fuente: Park & Clough, 2018.

El modelo está escrito en Pascal orientado a objetos utilizando el sistema de programación Delphi para Windows. Un objeto es una unidad de código de computadora que se puede duplicar; sus características y métodos también pueden ser heredados por objetos de nivel superior. (Park & Clough, 2018a).

Utiliza ecuaciones diferenciales para representar valores cambiantes de variables de estado, normalmente con un intervalo de tiempo de informe de un día. Estas ecuaciones requieren valores iniciales o condiciones iniciales para el inicio de la simulación. Una simulación puede comenzar con cualquier fecha y puede durar cualquier período de tiempo, desde unos días hasta décadas. (Park & Clough, 2018b).

Las ecuaciones del proceso contienen otra clase de variables de entrada: los parámetros o coeficientes que permiten al usuario especificar características clave del proceso. Por ejemplo, la tasa máxima de consumo es un parámetro crítico que caracteriza a varios consumidores.

AQUATOX fue creado para evaluar la probabilidad de efectos adversos pasados, presentes y futuros de varios factores de estrés, incluidos los productos químicos orgánicos potencialmente tóxicos, los nutrientes, los desechos orgánicos, los sedimentos y la temperatura. (Park et al., 2008).

Posee seis tipos de sitio disponibles a modelar: estanque, lago, arroyo (arroyo o río), embalse, recinto (experimental) y estuario. (Park & Clough, 2018a).

El modelo puede explicar las fluctuaciones en la demanda de oxígeno y la toxicidad que surgen de los bajos niveles de oxígeno y la presencia de amoníaco (R.A Park et al., 1974). Es uno de los modelos más completo en comparación con otros modelos dinámicos utilizados en la evaluación de riesgo. La tabla 1 compara el modelo AQUATOX con otros modelos que se utiliza para modelar riesgo ecológico en cuencas hidrográficas.

TABLA 1: COMPARACIÓN DE AQUATOX CON OTROS MODELOS UTILIZADOS EN EVALUACIÓN DE RIESGO.

Procesos y variables de estado	AQUATOX	CATS	CASM	Qual2K	WASP7	EFC-EM3D	BASS	QSim
Nutrientes	x	x	x	x	x	x		x
Diagénesis de sedimentos	x			x	x	x		
Detritos	x	x	x	x	x	x		x
Oxígeno disuelto	x	x		x	x	x		x
DO efectos sobre la biota	x							x
pH	x			x				x
NH ₄ toxicidad	x							
Arena / limo / arcilla	x				x	x		
Efectos de sedimentos	x					x		x
Hidráulica						x		x
Balace de calor				x	x	x		x
Salinidad	x				x	x		
Fitoplancton	x	x	x	x	x	x		X
Perifitón	x	x	x	x	x			x
Macrófitos	x	x	x					x
Zooplancton	x	x	x					X
Zoobentos	x	x	x					X

Peces	x	x	X				x	X
Bacteria			X					x
Patógenos				x		X		
Destino tóxico orgánico	x	x			x		x	
Tóxicos orgánicos en								
Sedimentos	X	X			x	X		
Sedimentos estratificados	X				x	x		
Fitoplancton	X	X						
Perifiton	X	X						
Macrófitos	X	X						
Zooplancton	X	X						
Zoobentos	X	X						
Peces	X	X						
Aves u otros animales	X	X					x	
Ecotoxicidad	X	X	x				X	
Segmentos vinculados	X			X	x	x		X

Fuente:(Park & Clough, 2018b)

AQUATOX se puede utilizar para modelar diferentes escenarios que requieren una mejor comprensión de procesos que relacionan el entorno químico y físico con la comunidad biológica. Se desarrolló originalmente como un modelo para evaluar el destino y los efectos de los plaguicidas y los productos químicos orgánicos industriales en entornos representativos o “canónicos”. Es especialmente útil para reemplazar las pruebas de mesocosmos costosas y laboriosas.

Entre los posibles usos de AQUATOX se incluyen:

- Desarrollar objetivos de nutrientes numéricos basados en criterios de valoración biológicos deseados.
- Evaluar los factores estresantes está causando el deterioro biológico observado.
- Predecir los efectos de los plaguicidas y otras sustancias toxicas en la vida acuática.
- Evaluar las posibles respuestas de los ecosistemas al cambio climático.
- Determinar los efectos de los cambios de uso de la tierra en la vida acuática mediante el enlace con BASINS.

- Estimación del tiempo para la recuperación de los tejidos de pescado contaminados a niveles seguros después de reducir cargas contaminantes.

AQUATOX COMO MODELO DE CALIDAD DE AGUA.

En los últimos años, AQUATOX se ha aplicado como parte del proceso de desarrollo de la calidad del agua para nutrientes y comparar los valores derivados del modelo con los criterios regionales desarrollados empíricamente. A diferencia de la mayoría de los modelos de calidad del agua, AQUATOX trata la biota como parte integral del sistema químico/físico. El modelo establece una cadena causal de respuesta biológica entre la calidad del agua y la biodisponibilidad, para así predecir los efectos de los contaminantes químicos en los ecosistemas. (Lombardo et al., 2015).

Tiene aplicaciones potenciales en el análisis de las relaciones de causa y efecto entre el medio ambiente químico y físico y las respuestas biológicas. (Park & Clough, 2018a). AQUATOX representa los efectos de nutrientes y tóxicos orgánicos sobre la vida acuática.

Ventajas y desventajas del modelo AQUATOX (EPA & ORD, 2014)

Entre las ventajas de utilizar AQUATOX como modelo de calidad de agua se encuentran:

- Predice la abundancia relativa de grupos de algas.
- Simula las relaciones tróficas (de alimentación) dentro de la comunidad biológica.
- Simula los efectos directos e indirectos de los factores estresantes.
- Articula vínculos ecológicos.
- Calcula procesos ecológicos y biológicos que varían en el tiempo.
- Demuestra la importancia relativa de los grupos bióticos a lo largo del tiempo.
- Probar la sensibilidad de las respuestas biológicas a los factores estresantes individuales.
- Analiza las contribuciones de múltiples factores estresantes.

- La aplicación como modelo de calidad de agua a implicado configurar y calibrar el modelo con datos disponibles para ríos y embalses que reciben nutrientes desde plantas de tratamiento de aguas residuales, escorrentías agrícolas y cargas “naturales” de fondo. Si el sistema a modelar es espacialmente heterogéneo, requiere la aplicación de segmento vinculado, el cual se encuentra en el modelo. (Park & Clough, 2018b).

Entre las desventajas de la utilización de modelos de evaluación de riesgos, como AQUATOX, a nivel de ecosistemas se encuentran las limitaciones por:

- La falta de escenarios ecológicos estándar e indicadores de impacto para los ríos que reciben descargas de aguas residuales.
- La dificultad de mantener el equilibrio entre el realismo de redes alimentarias complejas y la falta de datos necesarios para la parametrización, calibración y validación del modelo.
- La escasez de especies probadas en experimentos ecotoxicológicos en relación con la complejidad de las comunidades del ecosistema.
- La necesidad de probar el dominio de aplicabilidad del modelo a una gama más amplia de sustancias químicas.
- La necesidad de realizar análisis de incertidumbre más completo.

APLICACIONES DE AQUATOX

En la **Tabla 2** se realiza una revisión de las investigaciones que han utilizado AQUATOX como modelo de riesgo ecológico o como modelo de calidad de agua en diferentes partes del mundo.

TABLA 2: APLICACIONES DE AQUATOX.

Artículo	País	Objetivo	Modo de uso	Conclusión del uso del modelo	Fuente
Food web modeling of a river ecosystem for risk assessment of down-the-drain chemicals: A case study with AQUATOX.	2015, Reino Unido	Evaluar la viabilidad de AQUATOX para la estimar prospectiva de riesgos de dos productos químicos orgánicos aniónicos que se derraman por el desagüe, y demostrar cómo se podría usar el modelo para identificar y priorizar las necesidades de datos e investigación para abordar las lagunas de conocimiento.	Modelo de riesgo ecológico	AQUATOX posee el potencial de analizar simultáneamente múltiples factores de estrés asociados a escenarios de descarga, lo que da la posibilidad de incluir mezclas químicas que afectan la calidad química del agua. A pesar de este potencial las incertidumbres en los supuestos claves son altas y difíciles de cuantificar.	(Lombardo et al., 2015)
Applying AQUATOX for the ecological risk assessment coastal of Black Sea at small industries around Samsun, Turkey.	2019, Turquía	Evaluar el estado Ambiental y el impacto ecológico acuático de la zona industrial del distrito de tekkeköy de la provincia de Samsun en la costa central del mar negro.	Modelo de riesgo ecológico	AQUATOX se puede utilizar para identificar o predecir respuestas ecológicas en función de las opciones de gestión proporcionadas. Puede ayudar a determinar el más importante de los diversos factores de estrés ambiental, y existen tanto nutrientes como contaminantes tóxicos.	(Şimşek et al., 2019)
Quinolones antibiotics in the Baiyangdian Lake, China: Occurrence, distribution, predicted no-effect concentrations (PNECs) and ecological risks by three methods*	2020, China	<ul style="list-style-type: none"> • Identificar la ocurrencia y distribución de QN típicos en el agua y los sedimentos en el lago Baiyangdian; • Calcular PNEC y cocientes de riesgo (RQ) para QN típicos en el Lago Baiyangdian por tres métodos: AF, SSD y modelo AQUATOX. • Comparar los PNEC y RQ por tres métodos. 	Modelo de riesgo ecológico	El método del modelo AQUATOX puede derivar PNEC más razonables que los otros métodos. AQUATOX al ser capaz de describir los efectos ecológicos indirectos de las sustancias químicas en los ecosistemas acuáticos debería ser una herramienta útil en la evaluación de riesgos del impacto químico en los ecosistemas en su conjunto.	(Zhang et al., 2020)

		<ul style="list-style-type: none"> • Seleccionar el método apropiado para derivar PNEC de QN en Lago Baiyangdian. 			
Deriving predicted no-effect concentrations (PNECs) for emerging contaminants in the river Po, Italy, using three approaches: Assessment factor, species sensitivity distribution and AQUATOX ecosystem modelling.	2018, Italia	Evaluar el riesgo ecológico que plantean los contaminantes LAS, triclosán y PFAA no regulados y emergentes en el río Po mediante la aplicación tres métodos para derivar PNEC: AF, SSD y un método basado en el modelo AQUATOX.	Modelo de riesgo ecológico	AQUATOX arrojó un PNEC mucho más bajo en comparación con los otros enfoques ya que, a diferencia de las otras dos metodologías, simula explícitamente subletalidad, toxicidad y efectos ecológicos indirectos. El submodelo que utiliza AQUATOX para modelar toxicidad interna puede introducir un sesgo difícil de evaluar en la comparación con los demás métodos estudiados en esta investigación.	(Gredelj et al., 2018)
Allocation of unequally-weighted wastewater discharge loads using a simulation-optimization approach.	2020, Turquía	proponer una simulación-optimización enfoque para resolver el problema de optimización de cargas de residuos de contaminantes múltiples.	Modelo de calidad de agua		(Sadak et al., 2020b)
Assessing uncertainty of hydrological and ecological parameters originating from the application of an ensemble of ten global-regional climate model projections in a coastal ecosystem of the lagoon of Venice, Italy.	2019, Italia	Investigar la incertidumbre de los impactos potenciales del cambio climático a mediados y finales de siglo sobre la productividad y la estructura comunitaria del fitoplancton costero del sistema hidrológico compuesto por la Cuenca del Río Zero (ZRB) y las aguas receptoras de Palude. di Cona (PDC).		Los resultados basados en el modelo AQUATOX de PDC predicen cambios en la productividad y la estructura de la comunidad del fitoplancton causados por temperaturas más cálidas y cargas de nutrientes alteradas. Las proyecciones sugieren que nuevas especies tolerantes al calor reemplazarán a las especies actuales y probablemente generarán mayores floraciones. Serán necesarios estudios futuros para realizar evaluaciones similares en las	(Pesce et al., 2019)

				restantes áreas ecológicas relevantes de la laguna de Venecia para respaldar los resultados y las conclusiones de esta investigación.	
--	--	--	--	---	--



2.4 CUENCA DEL RÍO BIOBÍO

Chile es un país con abundantes recursos hídricos que se reparten irregularmente en su largo territorio. Estos recursos están conformados principalmente por cuencas hidrográficas de origen andino que se extienden desde la cordillera al mar y que se distribuyen paralelamente de Norte a Sur del territorio nacional. Una de estas cuencas andinas es la del río Biobío, ubicada en el centro sur de Chile ($36^{\circ}45' - 38^{\circ}49' S$ y $71^{\circ}00' - 73^{\circ}20' W$) (Stehr et al., 2008). Posee un área de 24.260 Km² repartida entre la región del Biobío (72% de la superficie) y la región de La Araucanía (28% de la superficie), abarcando alrededor del 3% del territorio nacional. (Valdovinos & Parra, 2006). Está compuesta por 15 subcuencas menores, sometidas a distintos ambiente y factores geográficos, lo cual suscita que la dinámica del sistema sea muy variable desde el inicio de su curso hasta su desembocadura. Las principales subcuencas corresponden a las del Alto Biobío y las de los ríos Duqueco, Bureo, Vergara y Laja.

El río Biobío, con una longitud de aproximadamente 380 Km, es el segundo más largo y caudaloso de Chile. Nace en el lago Galletué con dirección SE-NO y desemboca en el lado norte del Golfo de Arauco en el Océano Pacífico. (Valdovinos & Parra, 2006).

El río Biobío es un importante centro de desarrollo socio-económico, abastece de servicio de aprovisionamiento. El uso doméstico figura como uno de los importantes servicios prestados por el río, como captaciones de alrededor de 46.000.000 m³/s (Centro EULA, 2020); los usos de las aguas extractivas incluyen la generación hidroeléctrica, la recreación acuática y el riego. En el tramo más alto, el río está rodeado de bosque nativo y desempeña un rol importante en el suministro nacional de energía (Hidroeléctrica) con tres represas. (Pangue (1996), Ralco (2004) y Angustura (2014) con una capacidad de generación de 1418 MW en total. (Yevenes et al., 2018). Aguas abajo, se encuentra una importante zona industrializada, que incluye centros urbanos, refinerías de petróleo, plantaciones forestales de especies exóticas, fábricas de pulpa y papel y planta de tratamiento de aguas residuales. (Aguayo et al., 2009).

La principal carga industrial hacia el río Biobío corresponde a la industria forestal de celulosa y/o papel, ubicadas desde Negrete hasta la desembocadura del río, con tres plantas de celulosa: CMPC Pacífico, CMPC Santa Fe, CMPC Laja y una fábrica de papel, Papeles Biobío. (Centro EULA, 2020).

CLIMA

La cuenca posee un clima templado húmedo y mediterráneo, predominante en la zona Sur de Chile. En la zona norte de la cuenca, predomina el clima templado Mediterráneo abarcando zonas intermedias, bordes orientales de la cordillera de la costa y los sectores más bajos de la precordillera. En cambio, los sectores altos y las laderas occidentales de la cordillera de la costa presentan un clima templado húmedo. (Cade-Idep, 2004).

HIDROLOGÍA

La cuenca del río Biobío cuenta con un marcado régimen hidrológico pluvio-nival. La hidrología del cauce principal y de sus afluentes sigue comportamientos diferentes debido a las distintas unidades morfológicas presentes (Cordillera de los Andes, Valle Central o Depresión Intermedia y Cordillera de la Costa) que influyen en las precipitaciones nival y/o pluvial, en toda la extensión de la cuenca.

El caudal promedio del río Biobío en su nacimiento es de 30 m³/s. El caudal medio anual en la desembocadura varía entre los 300 y 900 m³/s. Sin embargo, datos medios de los últimos 30 años muestran una disminución en el valor promedio del caudal con 850 m³/s. (Centro EULA, 2020). En su desembocadura suele presentar normalmente crecidas de hasta 8.000 m³/s, sin embargo, se podrían registrar crecidas sobre los 17.000 m³/s, al menos, una vez cada cien años. (Valdovinos & Parra, 2006).

Los caudales mínimos se registran entre los meses de marzo y abril, con caudales del orden de 200 m³/s. Mientras que los caudales máximos ocurren en los meses de julio y agosto, coincidiendo con el aumento de las precipitaciones, alcanzando caudales de hasta 1.600 m³/s. En el último trimestre del año se aprecia la influencia

del régimen nival, ocasionado por los deshielos de primavera. (Valdovinos & Parra, 2006).

CALIDAD DE AGUA EN LA CUENCA DEL RÍO BIOBÍO

La **Figura 3** muestra la evolución que ha tenido la calidad de agua del río Biobío entre los años 1997-2018. En ella se puede observar que la calidad de las aguas del río ha mejorado pasando desde una condición mala (clase 4) a regular (clase 3). Sin embargo, a pesar de subir de calidad se observa que, al pasar los años en la parte alta de la cuenca se produjo un cambio en la calidad de las aguas producto del aumento de las presiones antrópicas, pasando de una clase “muy buena” (clase 1) a una clase “Buena” (clase 2) (Centro EULA, 2020).

La parte media y baja de la cuenca, presenta una leve mejoría en el transcurso de años, lo que se relaciona con la implementación de la norma secundaria de calidad ambiental para la cuenca del río Biobío. (NSCA-BB). Lo que ha impulsado la inversión en plantas de tratamiento de aguas servidas para todos los centros urbanos, sumado a las mejoras tecnológicas de las industrias, han dado como resultados mejores niveles de concentraciones en variables clave como el oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). (Centro EULA, 2020).

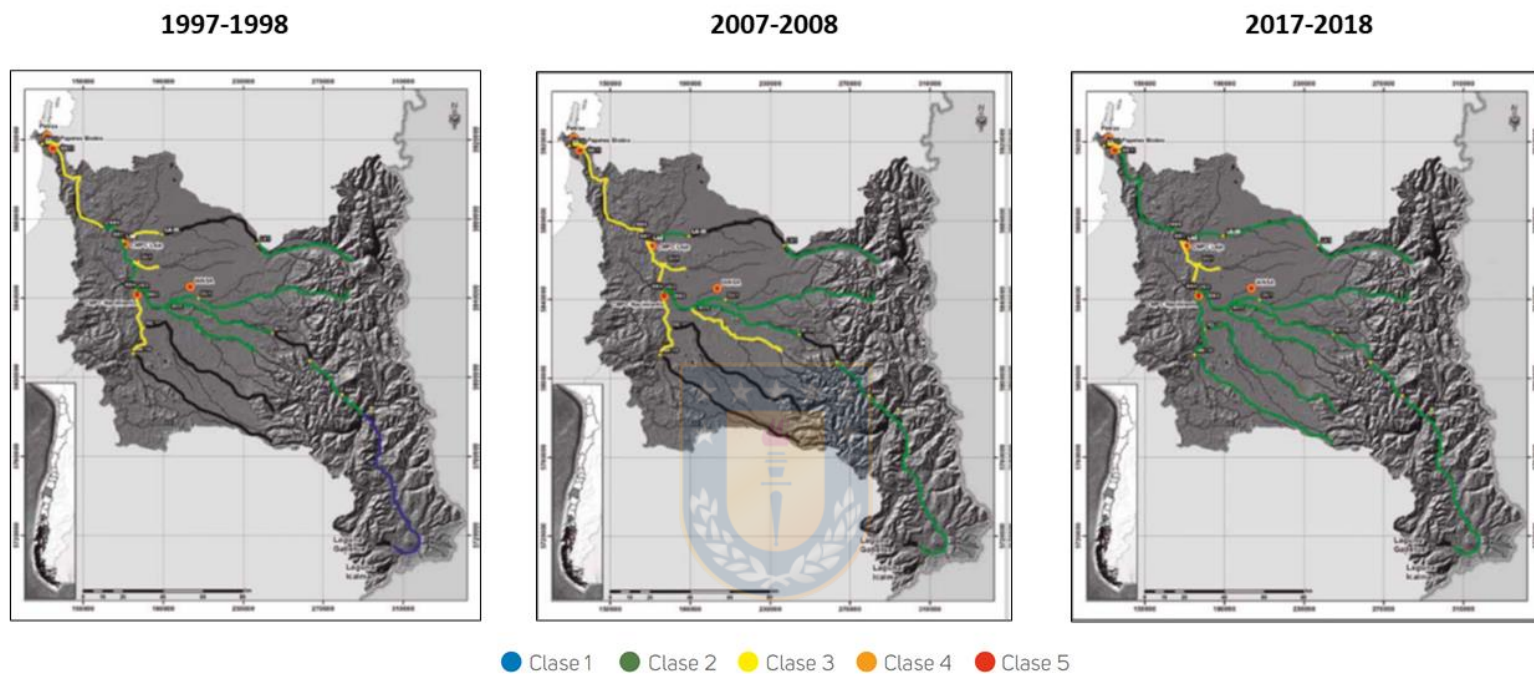


FIGURA 3: EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO BIOBÍO, DESDE 1990-2018, SIGUIENDO LAS PROPUESTAS DE CALIDAD AJUSTADAS A PARTIR DE LA NSCA-BIOBÍO. DONDE LAS CLASES DETERMINAN LA CALIDAD DEL AGUA CON CLASE 1: MUY BUENA; CLASE 2: BUENA; CLASE 3: REGULAR; CLASE 4: MALA; Y CLASE 5: MUY MALA.

Fuente: (Centro EULA, 2020).

Norma de calidad secundaria de la cuenca del río Biobío

Durante el año 2003, en el Octavo Programa Priorizado de Normas se incluyó la Norma Secundaria de calidad para la cuenca del río Biobío, formando parte del primer grupo de normas secundarias de aguas superficiales priorizado en Chile. Donde el objetivo de la dictación de la norma era conservar o preservar los ecosistemas acuáticos y sus servicios ecosistémicos, a través de la mantención o mejoramiento de la calidad de las aguas de la cuenca.

La ley de bases generales del Medio Ambiente (ley 19.300/1994 MMA), establece en su artículo 32 la existencia de dos tipos de normas de calidad ambiental: primarias y secundarias. Las normas de calidad primarias, son aquellas normas de calidad ambiental que tienen por objetivo proteger la salud de la población humana dentro del territorio nacional. Mientras que las normas de calidad secundaria, tienen por objetivo proteger o conservar el medio ambiente o la naturaleza y son de carácter local y no necesariamente nacional. En ella se establecen los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o la conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza. (ley 19.300/1994 MMA).

La norma secundaria de calidad ambiental para el río Biobío entró en vigencia el 27 de noviembre del año 2015, estableciéndose catorce áreas de vigilancia (**Tabla 3, Figura 4**) donde se realizan los monitoreos destinados a caracterizar, medir, controlar y evaluar la variación de la calidad de las aguas, con la finalidad de verificar el cumplimiento de las normas. De acuerdo al artículo 9 del D.S 9/2015, el programa de medición y control de la calidad ambiental para la cuenca deberá incluir por año, al menos, cuatro mediciones para cada parámetro a controlar (tabla 4), dos ensayos ecotoxicológicos y dos muestreos de bioindicadores, en las áreas de vigilancia definidas. Además, se debe elaborar un informe de calidad anualmente destinado a divulgar el cumplimiento de las normas secundarias.

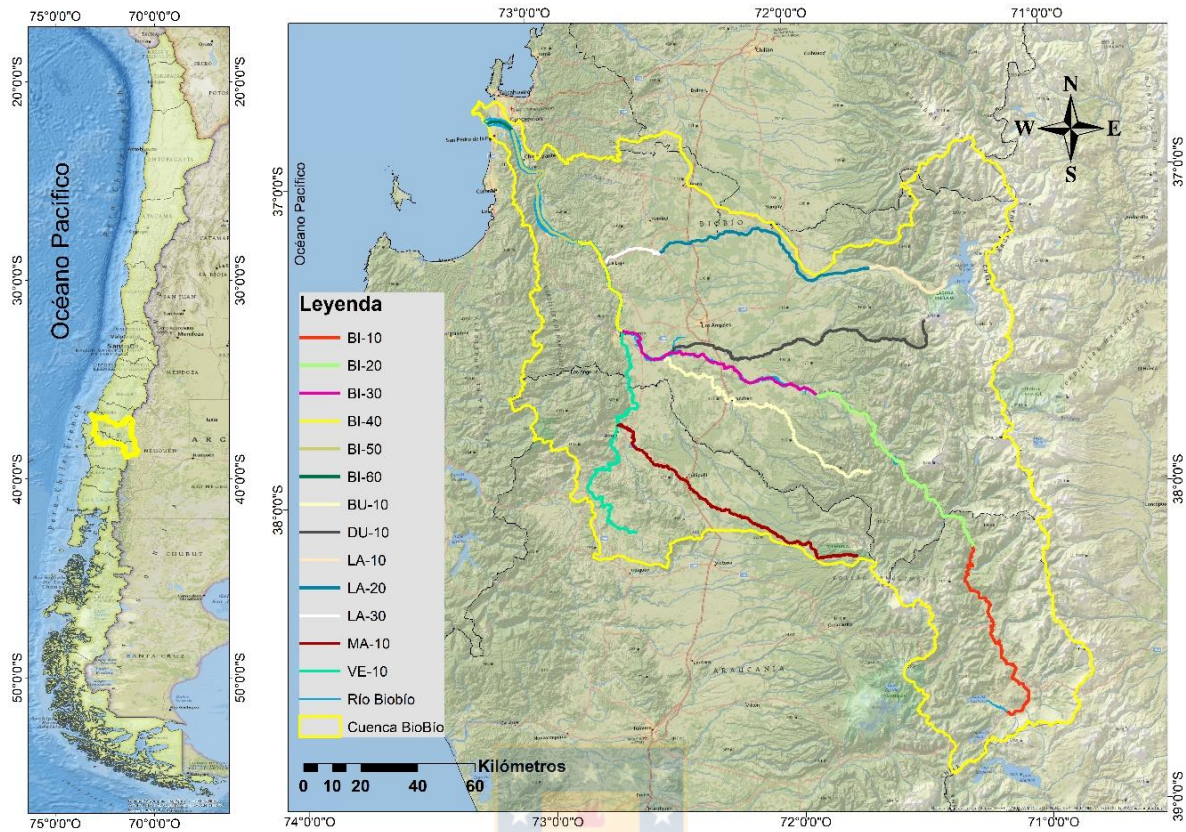


FIGURA 4: TRAMOS DEFINIDOS POR LA NSCA.

Fuente: Elaboración propia en base a NSCA Río Biobío

TABLA 3: ÁREAS DE VIGILANCIA NSCA RÍO BIOBÍO.

Cauce	Área de vigilancia	Límites Áreas de vigilancia	Coordenadas UTM de muestreo		Huso
			N	E	
Biobío	BI-10	Desde: Naciente río Biobío Hasta: Aguas arriba río Llanquén (Ralco)	5711543 5769355	310452 298618	19 S 19 S
	BI-20	Desde: Aguas arriba río Llanquén (Ralco) Hasta: Rucalhue	5769355 5822557	243987	19 S 19 S
	BI-30	Desde: Rucalhue Hasta: Aguas arriba confluencia río Vergara	5822557 5848551	706514	19 S 18 S
	BI-40	Desde: Aguas arriba confluencia río Vergara Hasta: Aguas arriba confluencia río Gomero	5848551 5881166	692791	18 S 18 S
	BI-50	Desde: Aguas arriba confluencia río Gomero Hasta: Puente Mecano	5881166 5921259	672524	18 S 18 S
	BI-60	Desde: Puente Mecano Hasta: Desembocadura boca Norte	5921259 5925241	663277	19 S 18 S
Bureo	BU-10	Desde: Naciente río Bureo Hasta: Aguas arriba confluencia río Biobío	5795898 5838106	265051 721500	19 S 18 S
Duqueco	DU-10	Desde: Naciente Duqueco Hasta: Río Duqueco 12 km aguas arriba confluencia río Biobío	5848969 5841594	282470 737483	19 S 18 S
Laja	LA-10	Desde: Naciente río Laja Hasta: Bajo descarga central Antuco	5861863 5866808	288085 262499	19 S 19 S
	LA-20	Desde: Bajo descarga central Antuco Hasta: Aguas arriba confluencia río Caliboro	5866808 5875026	262499 721479	19 S 18 S
	LA-30	Desde: Aguas arriba confluencia río Caliboro Hasta: Puente Laja (Agua arriba confluencia río Biobío)	5875026 5872804	721479 701995	18 S 18 S
Malleco	MA-10	Desde: Naciente río Malleco Hasta: Angol	5765971 5816045	258634 702790	19 S 18 S
Renaico	RE-10	Desde: Naciente río Renaico Hasta: Aguas arriba confluencia río Vergara	5770174 5828800	263010 707391	19 S 18 S
Vergara	VE-10	Desde: Naciente río Rehue Hasta: Aguas arribas confluencia río Biobío	5778334 5847741	707245 706470	18 S 18 S

Fuente: D.S 9, 2015.

TABLA 4: CONTAMINANTES NORMADOS NCSA RÍO BIOBÍO.

N°	Contaminante	unidad
1	Aluminio total	mg/l
2	Amonio	mg/l
3	Compuestos orgánicos halogenados	mg/l
4	Cloruro	mg/l
5	Coliformes Fecales	NMP/100 ml
6	Conductividad eléctrica	µS/cm
7	Demanda Biológica de Oxígeno	mg/l
8	Demanda Química de Oxígeno	mg/l
9	Fósforo total	mg/l
10	Hierro total	mg/l
11	Índice Fenol	mg/l
12	Nitrato	mg/l
13	Nitrito	mg/l
14	Nitrógeno total	mg/l
15	Ortofosfato	mg/l
16	Oxígeno Disuelto	mg/l
17	pH	-
18	Sólidos suspendidos total	mg/l
19	Sulfato	mg/l

Fuente: D.S 9, 2015.

Aspectos ambientales que afectan la calidad del agua en la cuenca

- **Cambio Climático**

El río Biobío, junto con otros ríos centrales de Chile, se caracterizan por abundantes niveles de agua, descarga y buena calidad de agua. Sin embargo, en el escenario de sequías prolongadas en el futuro, es posible que esta abundancia de agua se vea afectada, lo que resultará en impactos negativos en la calidad del agua. (Yévenes et al., 2018).

- **Plantaciones forestales**

Las favorables condiciones que presenta la cuenca del río Biobío y la agresiva gestión empresarial, ha llevado a un masivo establecimiento de plantaciones forestales, principalmente por las especies introducidas *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus*. En la región del Biobío se genera el 80% de la celulosa, 100% del papel,

el 38% de la madera aserrada y el 82% de los tableros del total nacional. (Centro EULA, 2020).

- **Población urbana y descargas domesticas**

La distribución de la población, urbana y rural, es ambientalmente relevante ya que está directamente relacionada con la influencia de la población humana y sus actividades sobre la calidad del agua del río Biobío. La cuenca del río Biobío comprende el territorio de 32 comunas, distribuidas entre las regiones del Biobío, La Araucanía y del Ñuble. Según el censo 2012 la población en la cuenca es de aproximadamente 1.500.000 personas. (INE, 2012). El uso doméstico del agua, representa uno de los más importantes en la cuenca. De los 17 centros urbanos que evacúan directamente al río Biobío, actualmente, presentan sistemas de tratamiento, sin embargo, estos no están preparados para abatir emisiones de nutrientes que son los responsables de los problemas de eutrofización. (Centro EULA, 2020).

- **Actividad industrial**

Gran parte de la actividad industrial en la cuenca del río Biobío, utiliza las aguas del río Biobío para sus procesos productivos a través de la captación de superficiales o subterránea. Aunque las industrias han invertido en tecnología de tratamiento de aguas, estas siguen siendo los mayores aportantes de contaminante.

Actividades poco controladas como lo son las extracciones de áridos y arenas que modifican la calidad del agua y del hábitat, debido al movimiento de los sedimentos de fondo, que resuspenden material y modifican la hidráulica natural. (Centro EULA, 2020).

- **Actividad Hidroeléctrica**

El uso hidroeléctrico que se realiza en el río Biobío también presenta una influencia en la calidad de las aguas, ya que las características naturales de un río de Ritron (alta pendiente y aguas oxigenadas) son modificadas por las centrales de embalse siendo cambiadas por características de un sistema lacustre y con tasa de

renovación reguladas, además de controlar los caudales diarios. (Valdovinos & Parra, 2006).

- **Agricultura**

La agricultura en la cuenca del río Biobío se caracteriza por presentar dos clases de actividades diferenciadas: los cultivos de riego y los cultivos de secano, determinados por las condiciones edáficas. La extracción de agua ha ido en aumento, ya que sectores agrícolas han experimentados cambios en el uso de suelo hacia el uso forestal intensivo con Eucaliptus, lo que explica la alta demanda en riego. Estos cambios pueden provocar que en épocas de verano la capacidad de carga o dilución por parte del río se vea afectada por la disminución de los caudales. (Centro EULA, 2020).

La complejidad de la cuenca del río Biobío requiere de una constante investigación y monitoreo de sus recursos hídricos. Los modelos surgen como herramientas útiles para comprender la dinámica de los cuerpos de agua y apoyar en las actividades para un seguimiento efectivo a la normativa vigente.

Este estudio tiene como finalidad evaluar si AQUATOX es una herramienta aplicable para modelar información disponible de calidad de agua del río Biobío.

2.5 PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿El modelo AQUATOX es un buen modelo para simular la calidad de agua del río Biobío?

2.6 OBJETIVOS

2.6.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el modelo de evaluación de riesgo AQUATOX para determinar calidad de agua del río Biobío en base a su norma secundaria de calidad ambiental.

2.6.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar los requerimientos y disponibilidad de datos de AQUATOX en el río Biobío.

- Calibrar y validar el modelo AQUATOX en el módulo de la calidad de agua en el río Biobío.
- Modelar escenarios de disminución de caudales respecto a escenarios de cambio climático comparando los estándares establecidos en la norma secundaria.

3. METODOLOGÍA

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio seleccionada fue un tramo de 159,6 km del río Biobío que abarca desde Rucalhue hasta Hualqui. Esta zona fue utilizada anteriormente en el proyecto de tesis de Zurita (2015) que lleva por título “Estimación de la capacidad de carga para demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en el río Biobío”. La cual presenta la mayor cantidad de descargas de materia orgánica, provenientes principalmente de Plantas de tratamiento de aguas servidas y descargas industriales. (Zurita, 2015; Zurita 2021). La finalidad de seleccionar el mismo tramo que Zurita (2015) fue comparar la modelación de calidad de agua con la herramienta AQUATOX de este estudio con los resultados obtenidos por Zurita (2015), quien realizó la modelación de DBO y OD con herramienta QUAL2K

El tramo de estudio posee cuatro ríos tributarios principales, los cuales corresponden a:

- Río Duqueco: Río de montaña o ritrón, de alta pendiente. Posee una longitud de 120 km y desemboca en el río Biobío con un caudal medio anual de 64,5 m³/s. Posee un régimen hídrico pluvial. (Riquelme, 2018).
- Río Bureo: Este río drena la falda poniente de la cordillera Pemehue y desemboca al Río Biobío cerca de Negrete (DGA, 2004). Se caracteriza por la presencia de zonas de ritrón. (Zurita, 2015).
- Río Vergara: Caracterizado por fuertes pendientes, fondos de bolones y una abundante vegetación nativa ribereña, con una zona de llanura hacia su

desembocadura, con una pendiente suave, fondos fundamentalmente arenosos y escasa vegetación nativa. (Zurita, 2015)

- Río Laja: Es el principal tributario del río Biobío con una longitud de 124,8 km. Nace en la laguna del mismo nombre, ubicada en plena cordillera andina a más de 1368 m.s.n.m, transcurre hacia el oeste por la Depresión Central y confluye en el río Biobío, próximo a la ciudad de San Rosendo. Posee un régimen hídrico mixto (nivo-pluvial) (Valdovinos & Parra, 2006).

En la **Figura 5** se presenta el tramo del río Bio-Bío utilizado en este estudio, con sus tributarios involucrados y las principales ciudades aledañas al tramo seleccionado.

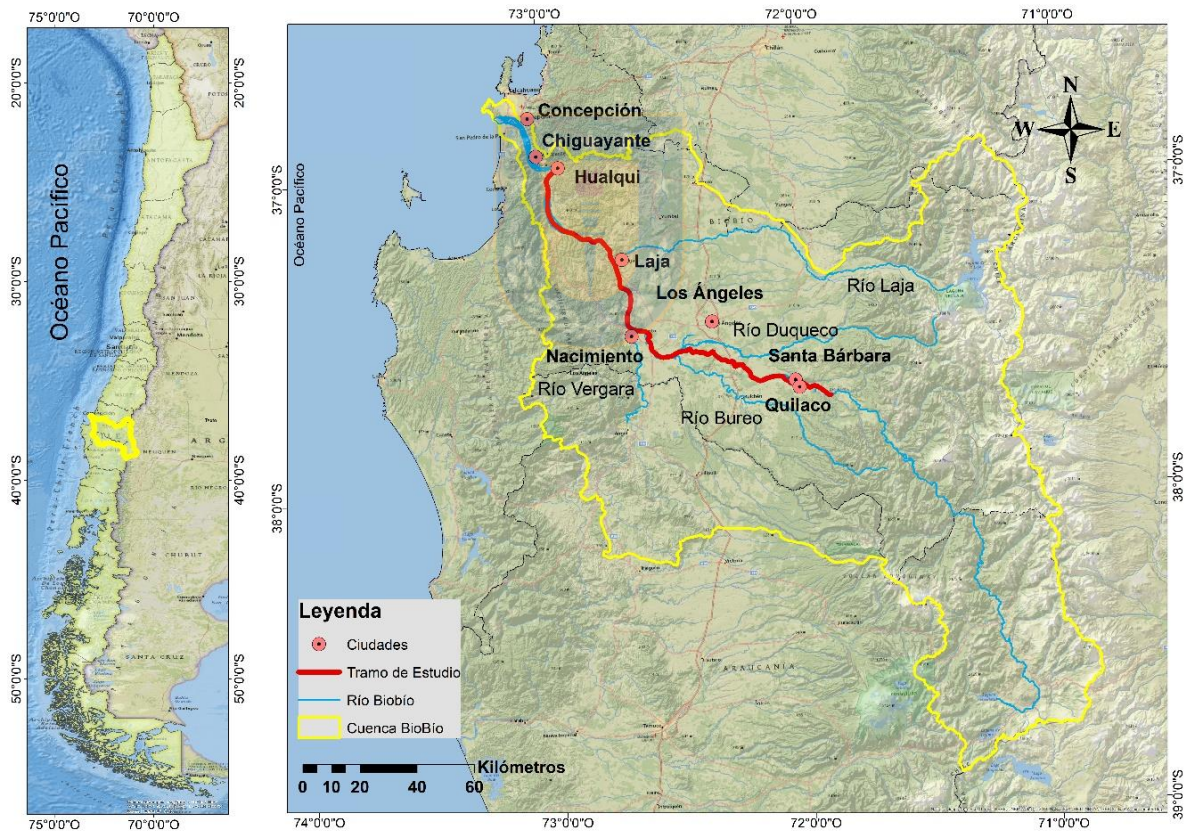


FIGURA 5: TRAMO DEL RÍO BIOBÍO DEL ESTUDIO, DESDE RUCALHUE (71°53'13.43"O, 37°42'54.93"S) HASTA HUALQUI (72°57'17.62"O, 36°59'14.75"S), CON LOS TRIBUTARON INVOLUCRADOS EN EL ESTUDIO Y LAS CIUDADES PRINCIPALES.

FUENTE: Elaboración propia a Zurita, 2015.

3.2 IDENTIFICACIÓN DE LAS VARIABLES DEL MODELO Y DISPONIBILIDAD DE DATOS

El modelo utilizado para este estudio se trata de la versión más actualizada de AQUATOX, que corresponde a la versión 3.2 publicada en septiembre del 2018. Para conocer sus requerimientos y funcionamiento se analizó principalmente el manual de usuario y su documentación técnica, además de realizar una búsqueda bibliográfica respecto del uso del modelo en diversos territorios. La búsqueda se realizó en el sitio Web Of Science sin restricción de año de publicación, eligiendo principalmente la utilización del modelo en sistemas ríos. La búsqueda de bibliografía fue complementada por los estudios recomendados por el sitio Web del modelo, perteneciente a la EPA, donde se ofrecen publicaciones con la aplicación y revisión del modelo.

La **Tabla 5** muestra las variables iniciales que demanda el modelo para comenzar la simulación. Los requerimientos de datos en AQUATOX dependen considerablemente del tipo de sitio que será modelado y el objetivo del estudio que se desea. En este estudio se buscó modelar la calidad de agua del río Biobío por lo que los requerimientos del modelo procederán del tipo de sitio corriente. (río)

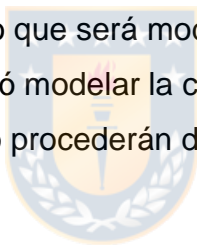


TABLA 5: REQUERIMIENTO INICIAL PARA LLEVAR A CABO LA SIMULACIÓN.

VARIABLE		UNIDAD
FLUJO DE AGUA	FLUJO DE ENTRADA	M³/DÍA
	FLUJO DE SALIDA	M³/DÍA
	FLUJO DE UN SEGMENTO A OTRO	M³/DÍA
NITRÓGENO (NT, AMONIO Y NITRATO)	CARGA NITRÓGENO PRIMER SEGMENTO	MG/L
	CARGA NITRÓGENO FUENTE PUNTUAL	G/D
	CARGA NITRÓGENO FUENTE NO PUNTUAL	G/D
FOSFORO (PT O TSP)	CARGA FOSFATO PRIMER SEGMENTO	MG/L
	CARGA FOSFATO FUENTE PUNTUAL	G/D
	CARGA FOSFATO FUENTE NO PUNTUAL	G/D
CARGAS DE OXIGENO	CARGA OXÍGENO PRIMER SEGMENTO	MG/L
	CARGA OXÍGENO FUENTE PUNTUAL	G/D
	CARGA OXÍGENO FUENTE NO PUNTUAL	G/D
CARGAS DE MATERIA ORGÁNICA (DBOC, OC O MATERIA ORGÁNICA)	CARGA MO PRIMER SEGMENTO	MG/L
	CARGA MO FUENTE PUNTUAL	G/D
	CARGA MO FUENTE NO PUNTUAL	G/D
PH O ALCALINIDAD TOTAL EN CADA TRAMO		PH O CACO3/L
CONCENTRACIÓN SST (OPCIONAL)		MG/L
TEMPERATURA DEL AGUA EN CADA TRAMO		°C
CARGAS DE CLOROFILA A		MG/M³
PROFUNDIDAD MEDIA		M
FRACCIÓN SOMBREADA		
VELOCIDAD DEL AGUA (OPCIONAL)		CM/S
CARGA DE ARENA/LIMO/ARCILLA (OPCIONAL)	CARGA ARENA/LIMO/ARCILLA PRIMER SEGMENTO	MG/L
	CARGA ARENA/LIMO/ARCILLA FUENTE PUNTUAL	G/D
	CARGA ARENA/LIMO/ARCILLA FUENTE NO PUNTUAL	G/D
CARGAS DE CONTAMINANTE (OPCIONAL)		UG/L

Fuente: (Richard A. Park & Clough, 2018a).

Luego de conocer los requerimientos del modelo, se identificaron los datos disponibles en el tramo estudio para realizar una modelación de calidad de agua.

El río Biobío cuenta con un programa llamado “Programa de Monitoreo de la Calidad de Aguas del Sistema río Biobío” perteneciente al Centro EULA. Este programa cuenta con estaciones de monitoreo de calidad de agua a lo largo del río. En el tramo de estudio se encuentran cuatro estaciones de monitoreo (**Tabla 6**) y de cuatro estaciones de monitoreo en los tributarios involucrados en el estudio (**Tabla 7**). Desde estas estaciones se extrajeron los datos disponibles de calidad de agua necesarios por el modelo.

TABLA 6: ESTACIONES DE MUESTREO DEL RÍO BIOBÍO DEL PROGRAMA DE MONITOREO DEL CENTRO EULA.

Nombre estación	Coordenada Este	Coordenada Norte	Ubicación
BB3	711134	5847515	Puente Coihue
BB4	707595	5848298	1 km aguas arriba de la confluencia con el río Vergara
BB7	697583	5880462	Entre San Rosendo y Buenuraqui
BB8	683747	5884289	Santa Juana

Fuente: PMBB, 2014; Zurita, 2015; Zurita 2021.

TABLA 7: ESTACIONES DE MUESTREO DE LOS RÍOS TRIBUTARIOS DEL PROGRAMA DE MONITOREO DEL CENTRO EULA.

Nombre Estación	Coordenada Este	Coordenada Norte	Ubicación
VE2	706470	5847744	Río Vergara, 1km aguas arriba de la confluencia con el río Biobío
DU1	737708	5842015	Río Duqueco, Ruta 5
BU2	722692	5836723	Río Bureo, 5 km antes de la confluencia con el río Biobío
LA1	769526	5867592	Puente Tucapel en Tucapel

Fuente PMBB, 2014; Zurita, 2015; Zurita 2021.

Los datos de calidad de agua para el inicio del tramo de estudio fueron recuperados desde la estación de calidad de agua Río Biobío en Rucalhue, perteneciente a la Dirección General de Agua. (**Tabla 8**).

TABLA 8: ESTACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA DE LA CUENCA DEL RÍO BIOBÍO DE LA DGA.

Nombre Estación	Código BNA	Coordenada Este	Coordenada Norte
Río Biobío en Rucalhue	08317001-8	244204	5822265

Fuente: Dirección General de Aguas (DGA), 2020.

En cuanto a la disponibilidad de datos de las fuentes puntuales, se contemplaron ocho, las cuales corresponden a Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas y Plantas de Celulosas que se encuentran emplazadas en el tramo de estudio (**Tabla 9**).

TABLA 9: FUENTES PUNTUALES EN EL TRAMO DE ESTUDIO.

Nombre	Coordenada Este	Coordenada Norte	Ubicación
PTAS Quilaco	232984	5825533	Localidad de Quilaco
PTAS Santa Bárbara	231766	5826741	Localidad de Santa Bárbara
PTAS Negrete	186244	5834576	Localidad de Negrete
Celulosa Pacifico	174307	5858589	
Celulosa Santa Fe	175044	5854973	
Celulosa Laja	171839	5860152	Localidad de Laja
PTAS Laja-San Rosendo	170522	5866878	Localidad de San Rosendo
PTAS Santa Juana	149205	5879609	Localidad de Santa Juana

Fuente: Zurita 2015; Zurita 2021.

La **Figura 6**, ilustra la ubicación de las estaciones de calidad de agua, estaciones fluviométricas y fuentes puntuales presentes en el tramo de estudio.



FIGURA 6: UBICACIÓN DE LAS ESTACIONES DE CALIDAD, DESCARGAS PUNTUALES Y ESTACIONES FLUVIOMÉTRICAS PRESENTES EN EL TRAMO DE ESTUDIO.

Fuente: Elaboración propia en base a Zurita 2015; Zurita 2021.

La disponibilidad de datos compilados en el tramo de estudio fue analizada en función de los datos requeridos por AQUATOX necesarios para realizar una modelación de calidad de agua con escenarios lo más cercano a la realidad. Para ello se realizó una tabla comparativa de los datos requeridos por el modelo versus los disponibles para llevar a cabo la modelación.

3.3 PREPARACIÓN DEL MODELO DE CALIDAD DE AGUA

Aquatox tiene la capacidad de vincular segmentos individuales a través del flujo de agua y el paso de variables de estado de segmento a segmento. Para llevar a cabo una simulación vinculada o multisegmentos deben cumplirse los siguientes requisitos. (R.A. Park & Clough, 2018b):

- Todos los segmentos individuales vinculados deben tener un conjunto idéntico de variables de estado.
- Las variables que no se encuentren en algún segmento se deben establecer como cero.
- Los parámetros pertenecientes a variables de estado animal, vegetal y animal se consideran globales.
- Los parámetros de sitio son exclusivos de cada segmento.
- Las variables de estado pueden pasar de un segmento a otro a través de la migración ascendente y descendente activa, la deriva pasiva, la difusión y la carga de lecho.
- El balance de masa de todas las variables de estado se mantiene a través de una simulación de múltiples segmentos.

El modelo presenta dos tipos de vínculos (**Figura 7**):

- Vínculos en cascada: Una serie de segmentos individuales unidireccionalmente, donde el flujo de agua se mueve desde aguas arriba a aguas abajo, sin posibilidad de regreso. Las variables de estado pasivo (nutrientes y sustancias químicas orgánicas disueltas) se mueven entre los segmentos en función del flujo y la difusión del agua, mientras que las variables de estado benthónico y los peces permanecen en el tramo en el que iniciaron, a excepción de la migración específica de peces. En este tipo de vínculo los segmentos se resuelven de forma individual. Ventajoso al momento de modelar ríos o arroyos.
- Vínculos de retroalimentación: Los segmentos vinculados pueden fluir en ambas direcciones y son resueltos de forma simultánea. Puede contener dos enlaces simultáneamente (en direcciones opuestas) para permitir flujos de agua bidireccionales. Los flujos deben ser unidimensionales.

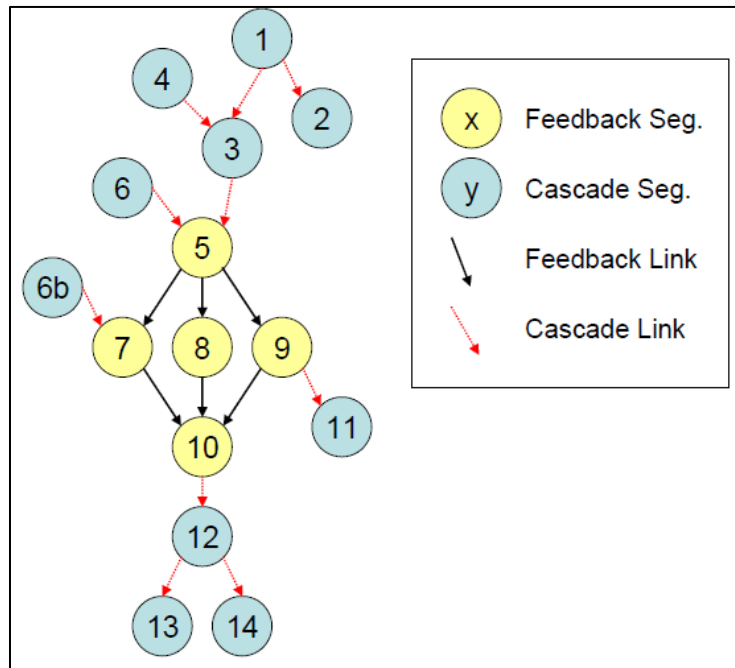


FIGURA 7 : EJEMPLO DE VÍNCULOS EN CASCADA Y RETROALIMENTACIÓN USADOS SIMULTÁNEAMENTE EN UNA SIMULACIÓN.

Fuente: (Richard A. Park & Clough, 2018b).

Para realizar la modelación de calidad de agua del río Biobío se utilizó una modelación de segmentos vinculados a través de enlaces de cascadas. Para ello, el tramo de estudio fue dividido en siete segmentos para generar un modelo de simulación vinculada. La división se basó en el trabajo realizado por Zurita (2015), donde consideró características hidráulicas como el ancho, elevación y pendiente para establecer la división de los segmentos. Para ello fue utilizado el software ArcGis 10.4.1 con archivos de elevación digital disponibles en la SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), perteneciente a la NASA.

La **Figura 8** muestra cómo quedó constituido el tramo de estudio seleccionado del río Biobío con sus respectivos segmentos. Identificando la ubicación de las estaciones de calidad de agua, las descargas de fuentes puntuales y los ríos tributarios presentes en cada segmento.

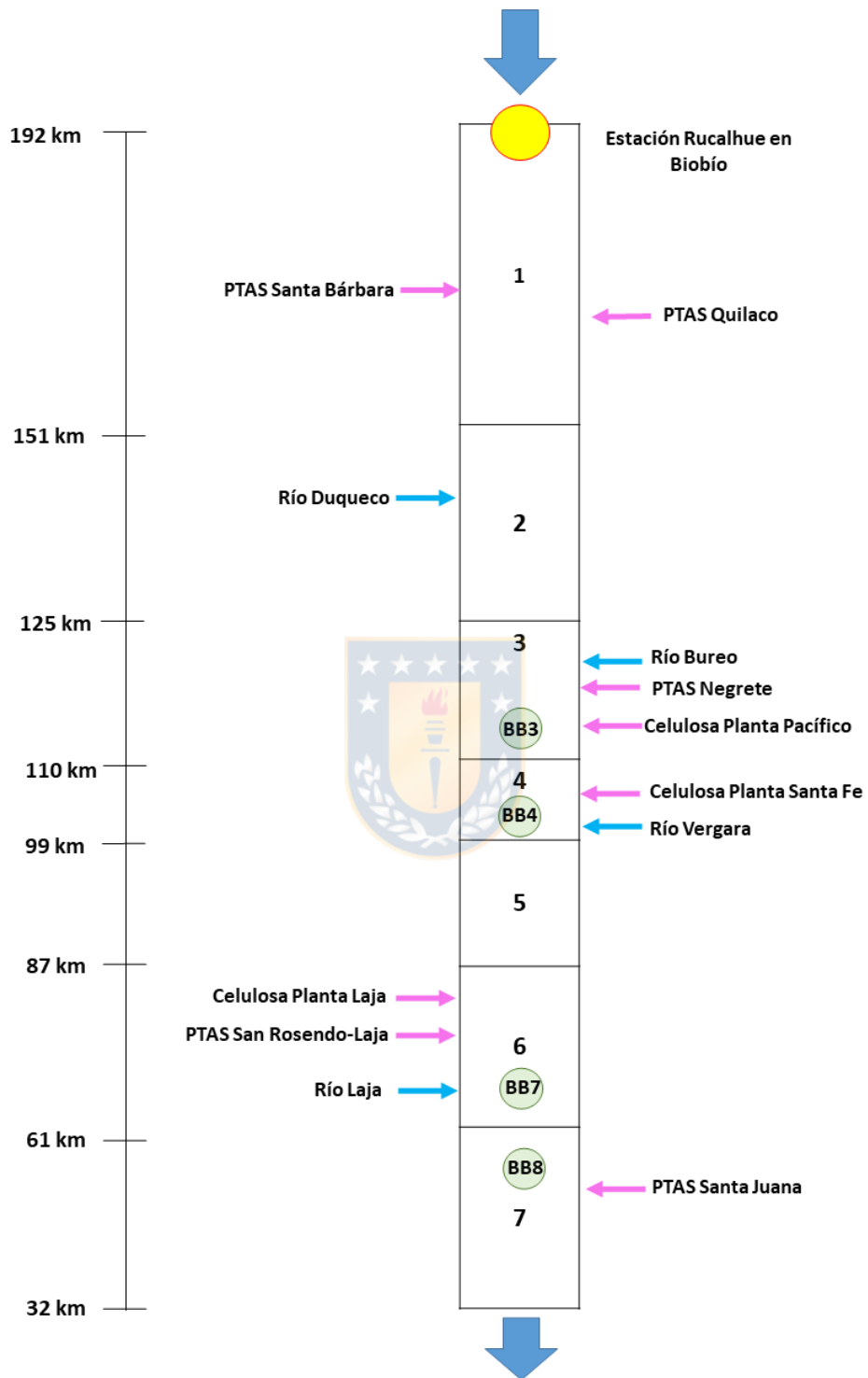


FIGURA 8: DIAGRAMA CONCEPTUAL DEL TRAMO DE ESTUDIO CON SUS RESPECTIVOS SEGMENTOS.

Fuente: Elaboración propia en base a Zurita 2015; Zurita 2021.

Los supuestos utilizados en este trabajo fueron:

- La modelación se llevó a cabo en un régimen estacionario.
- No se consideró la demanda de oxígeno de los sedimentos.
- No se consideró la contaminación difusa.
- No se consideró la evaporación, manteniendo la evaporación como 0.

CONDICIONES DE SITIO

Las condiciones del sitio son principalmente las dimensiones de cada segmento. Para obtener algunos parámetros hidráulicos se utilizó el modelo Hec-Ras (River Analysis System) versión 6.0 Beta 3, desarrollado por el Centro de Ingeniería Hidrológica del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los EE.UU. el cual es un modelo ampliamente utilizado que puede realizar cálculos hidráulicos unidimensional y bidimensionales para una red completa de canales naturales y artificiales. (USACE, 2016). Utilizando la batimetría del río Biobío, facilitada por el Dr. Diego Caamaño (Zurita, 2015; Zurita et al., 2021), correspondiente al año 1992, se obtuvo la profundidad (m) y pendiente (m/m) para cada segmento, bajo un caudal constante.

El área de cada segmento fue obtenida a través del software ArcGis 10.4.1.

CONDICIONES INICIALES

Las condiciones iniciales corresponden a las ingresadas en la cabecera del tramo de estudio. En la tabla 9 se presentan las condiciones iniciales ingresadas al modelo, correspondiente a la estación Río Biobío en Rucalhue para el año 2009.

TABLA 10: DATOS AL INICIO DEL TRAMO.

	Caudal (m³/s)	T (°C)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	NH₄⁺ (mg/l)
Inicio del tramo	153,44	18,27	9,83	1,0	0,02

Fuente: Dirección General de Aguas (DGA), 2020.

El caudal fue determinado mediante transposición de caudales ya que la estación “Río Biobío en Rucalhue” no presentaba datos para el año 2009. La transposición de caudales consiste en encontrar un coeficiente que relaciona una cuenca con

control fluviométrico y otra que no posee control. El parámetro más utilizado es el área de las cuencas. (Chow, 1994). La ecuación 1 que lo relaciona es la siguiente:

$$Q_{SC} = Q_{EF} \times \frac{A_{SC}}{A_{EF}}$$

Donde:

Ec1

Q_{SC} : Caudal instantáneo en la sección sin control fluviométrico.

Q_{EF} : Caudal instantáneo en la estación fluviométrica.

A_{SC} : Área aportante hacia el cauce sin control fluviométrico.

A_{EF} : Área aportante a la estación fluviométrica.

La transposición de caudales se obtuvo a partir de los caudales de la estación fluviométrica “Río Biobío ante junta Huirí Huirí”, perteneciente a la DGA. El cálculo de las áreas de las cuencas se realizó en el software ArcGis 10.4.1, con datos topográficos de la SRTM. (Shuttle Radar Topography Mission).

Condiciones de descarga puntuales y tributarios

Las descargas puntuales modeladas corresponden a efluentes de aguas servidas domiciliarias e industriales al mes de marzo del año 2009. (Tabla 11). El flujo de agua asociado a fuentes puntuales es ignorado por el modelo, por lo que no son necesarias.

TABLA 11: CARACTERÍSTICAS DE LAS DESCARGAS PUNTUALES

Nombre	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	NO ₃ ⁻ /NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)
PTAS Quilaco	0	19,86	0	0,964
PTAS Santa Bárbara	0	9,40	0	1,887
PTAS Negrete	0	8,90	0	5,575
Celulosa Pacifico	0	12,88	0	1,804
Celulosa Santa Fe	0	8,00	0	1,250
Celulosa Laja	0	35,07	0	1,290
PTAS Laja- San Rosendo	0	17,05	0	9,281
PTAS Santa Juana	0	11,55	0	4,247

Fuente: Programa de Monitoreo de la Calidad del Agua del Sistema Río Biobío (PMBB), 2013; Zurita, 2015.

Los tributarios fueron ingresados al modelo como una entrada normal de agua, sin optar al segmento “Tributario”, ya que no se contaba con la batimetría de los ríos tributarios necesaria para utilizar esta opción. La **Tabla 12** contiene las características de las descargas de los tributarios consideradas en el estudio.

TABLA 12: CARACTERÍSTICAS DE LAS DESCARGAS DE LOS TRIBUTARIOS

Nombre	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	NO ₃ ⁻ / NO ₂ ⁻ (mg/l)	NH ₄ ⁺ (mg/l)
Río Duqueco	0,87	9,3	2,6	0,007	0,02
Río Bureo	7,00	9,2	1,0	0,006	0,02
Río Vergara	4,08	8,4	4,3	0,007	0,03
Río Laja	41,29	10,4	1,1	0,005	0,02

Fuente: Programa de monitoreo de la Calidad del Agua del sistema Río Biobío, 2013; Zurita, 2015.

Temperatura y pH del Agua

La temperatura y pH del agua de cada segmento se obtuvo desde las estaciones de monitoreo de la calidad de agua.

Viento

La velocidad del viento se obtuvo desde la página web Global Weather Data for SWAT.

3.4 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO AQUATOX

CALIBRACIÓN

La calibración se define como la estimación y ajuste de los parámetros y constantes del modelo para mejorar la concordancia entre el resultado del modelo y un conjunto de datos (Rykiel, 1996). La mayoría de los modelos Hidrológicos o de calidad de agua requieren algún grado de calibración para reducir la incertidumbre de las predicciones. (Moriasi et al., 2015). La calibración se realiza ajustando los parámetros involucrados hasta conseguir que los resultados de la simulación coincidan con los valores observados. Luego se determina el porcentaje de error del proceso, si este se encuentra dentro de rangos aceptables el modelo es considerado calibrado.

El proceso de calibración puede ser realizado de dos formas:

- Prueba y error: En este método el ajuste de parámetros se realiza de forma manual, siendo una de las formas más utilizadas.
- Automático: Este método utiliza técnicas numéricas para el ajuste de los parámetros.

La calibración del modelo se realizó para el mes de marzo del año 2009, de forma manual. Los parámetros ajustados fueron coeficiente de aireación (Kaer), coeficiente de nitrificación (Kna), coeficiente de desnitrificación (Kdn) y el coeficiente asociado al oxígeno capturado por la biomasa (O2Biomass). En la **Tabla 13** se presentan los rangos, según literatura, de los parámetros calibrados.

TABLA 13: RANGOS UTILIZADOS PARA LA CALIBRACIÓN DE LOS PARÁMETROS.

Coeficiente	Rango	Fuente
Kaer	0,2-7	(Angulo, 1993; Zurita, 2015; Zurita 2021)
Kna	0,0-10,0	(Bowie et al., 1985.)
Kdn	0,0-0,35	(Bowie et al., 1985.)
O2Biomass	0,57	(R.A Park & Clough, 2018b)

VALIDACIÓN

La validación es una demostración que el modelo está dentro de un rango de precisión consistente y satisfactoria con su aplicación prevista dentro del campo de aplicabilidad. (Rykiel, 1996). Ocurre cuando se comparan los valores simulados y los valores observados con el modelo ya calibrado, con un nuevo set de datos, esto permite testar si el modelo es considerado como representativo del sistema real estudiado, lo que permite medir la capacidad predictiva del modelo. (Moriassi et al., 2007).

Para la validación del modelo se utilizaron datos de las estaciones de calidad de agua del Programa de Monitoreo del río Biobío para el año 2012.

INDICADORES DE BONDAD DE AJUSTE

Para medir el desempeño del modelo se utilizaron los indicadores de bondad de ajuste recomendados por (Moriassi et al., 2007). Con estos indicadores se evaluó la

diferencia entre los valores observados (O_i) y los valores simulados (S_i) por el modelo. A continuación, se presentan los indicadores que permitieron estimar el error.

- **Coeficiente de determinación (R^2):** Describe el grado de colinealidad entre los datos simulados y medidos (Moriasi et al., 2015). Tiene un rango de 0-1, donde los valores más cercanos a 1 indican menor varianza de error y los valores sobre 0,5 son considerados aceptables.

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i \text{ obs} - \bar{Y} \text{ obs})(Y_i \text{ sim} - \bar{Y} \text{ sim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i \text{ obs} - \bar{Y} \text{ obs})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i \text{ sim} - \bar{Y} \text{ sim})^2}} \right]^2 \quad \text{Ec. 2}$$

- **Índice de acuerdo (d):** Desarrollado como una medida estandarizada del grado de error en la predicción del modelo. Representa la relación entre el error cuadrático medio y el error potencial. (Moriasi et al., 2015). Tienen un rango de 0-1, donde el valor óptimo es 1.

$$d = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|S_i - \underline{O}| + |O_i - \underline{O}|)^2} \right] \quad \text{Ec. 3}$$

- **Porcentaje BIAS (PBIAS):** Establece si la media de la tendencia de los datos simulados es mayor o menor a la de los datos observados. También mide la sobrestimación y la subestimación del sesgo y lo expresa en forma de porcentaje. Su valor óptimo es 0, los valores positivos indican sobreestimación y los valores negativos indican subestima.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)}{\sum_{i=1}^n O_i} \right] \cdot 100 \quad \text{Ec. 4}$$

La **Tabla 14** presenta los valores límites para determinar el desempeño del modelo según los indicadores de bondad de ajuste. El desempeño se califica en rangos “muy bueno”, “bueno”, “satisfactorio” y no satisfactorio.

TABLA 14: LÍMITES DE DESEMPEÑO DE MEDIDAS DE BONDAD DE AJUSTE.

Desempeño	R ²	d	PBIAS (%)
Muy bueno	>0,80	>0,90	≤±5
Bueno	0,70≤R ² ≤0,80	0,85≤d≤0,90	±5<PBIAS<±10
Satisfactorio	0,50<R ² <0,70	0,75<d<0,85	±10≤PBIAS≤±25
No satisfactorio	≤0,50	≤0,75	>±25

Fuente: (Moriasi et al., 2015).

3.5 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

Los análisis de sensibilidad se realizan con el objetivo de conocer que parámetros de entrada al modelo ejercen mayor influencia en los resultados entregados y cuáles son los menos significantes que pueden eliminarse del modelo final. La correlación entre los valores simulados y los parámetros provoca que cambios en ellos, tengan como resultado cambios significativos en los datos de salida de los modelos. (Hamby, 1994; Zurita, 2015).

Existen varios métodos para llevar a cabo un análisis de incertidumbre, siendo el más aplicado el análisis de los parámetros individuales, ya que es fácil de realizar, entender y comunicar obteniendo una respuesta inmediata a la interrogante si un parámetro es sensible o no. Con ello es posible reducir la incertidumbre, aumentar la precisión del valor de los parámetros. (Hamby, 1994).

En este estudio se realizó un análisis de sensibilidad individual, al igual que Zurita (2015), aumentando cada coeficiente en un porcentaje determinado y dejando el resto constantes (**Tabla 15**), para luego cuantificar el cambio en la salida del modelo.

Los coeficientes utilizados en el proceso de calibración fueron el coeficiente de reaeración, nitrificación, desnitrificación y O₂Biomass. El análisis se aplica ya que estos parámetros no fueron medidos en terreno, si no que fueron ajustados según rangos sugeridos en la literatura.

TABLA 15: VARIACIÓN PORCENTUAL EFECTUADA A LOS COEFICIENTES DE REAIREACIÓN, NITRIFICACIÓN, DESNITRIFICACIÓN Y AL ASOCIADO AL OXIGENO CAPTURADO POR LA BIOMASA.

Variación % Krear	Variación % Knitr	Variación % Kdnt	Variación % O2Biomass
±16,7	±21,8	±55,6	±5,26
±50,0	±9,09	±22,2	±13,2

Fuente: Elaboración propia.

3.6 ESCENARIOS PLANTEADOS PARA LA MODELACIÓN

Los servicios ecosistémicos entregados por los ríos y arroyos crean una profunda dependencia hacia ellos, que se amplifica cuando estos ecosistemas están en peligro de forma natural o por actividades antropogénicas. En el caso del río Biobío, el uso de su recurso hídrico representa una fracción importante del PIB regional, convirtiéndolo en un soporte estratégico para la región.

La disminución de las descargas a los sistemas fluviales puede afectar el funcionamiento del ecosistema durante varios años. Una sequía prolongada no solo provoca una disminución en los niveles de agua, sino también tiene implicancia en la calidad de las aguas. (Yevenes et al., 2018).

Para conocer los posibles efectos de la disminución de los niveles de agua se consideraron ocho escenarios hipotéticos donde el cambio climático podría influir en los caudales de entrada de cabecera y tributarios (**Tabla 16**), que fueron establecidos basado en estudios realizados en la disminución de caudales por parte de los tributarios Duqueco y Vergara como muestran los estudios de Riquelme (2018) y Ponce et al. (2017). Además, se agregó un escenario de disminución drástica de los caudales con el fin de observar el comportamiento matemático del modelo AQUATOX.

Se utilizaron como línea de base (LB) los datos utilizados en la validación, correspondientes al año 2012. Donde las entradas de fuentes puntuales se mantuvieron constantes en el tiempo.

TABLA 16: ESCENARIOS CON LOS PORCENTAJES DE DISMINUCIÓN DE CAUDALES PARA LA CABECERA DEL TRAMO DE ESTUDIO Y SUS TRIBUTARIOS.

Escenarios	1	2	3	4	5	6	7	8
Caudal Cabecera (m ³ /s)	-10%	-15%	-20%	-25%	-30%	-35%	-40%	-95%
Caudal Tributarios (m ³ /s)	-10%	-15%	-20%	-25%	-30%	-35%	-40%	-95%

Se destaca que para realizar este estudio se contemplaron los siguientes supuestos:

- No se incorporan nuevas descargas de agua en la red hídrica.
- No se incorporan nuevas descargas puntuales al tramo de estudio.

Los resultados obtenidos de la modelación, fueron comparados con las clasificaciones de calidad de agua establecidos en la Norma Secundaria de Calidad de Ambiental para la protección del río Biobío, elaborada por el Ministerio del Medio Ambiente (N.S N°9, 2015). Los valores para las variables estudiadas se encuentran en la **tabla 17**.

TABLA 17: VALORES LÍMITES DE CONCENTRACIONES PARA CADA VARIABLE ESTUDIADA CON SU RESPECTIVA CLASE DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA PROPUESTA POR MMA.

N°	Contaminante	unidad	Clase 1	Clase 2	Clase 3	Clase 4	Clase 5
			Muy buena	Buena	Regular	Mala	Muy mala
2	Amonio	mg/l	0.02	0.03	0.06	0.09	>0.09
7	Demanda Biológica de Oxígeno	mg/l	1	2	5	8	>8
16	Oxígeno Disuelto	mg/l	≥10	<10, ≥9	<9≥7	<7≥5	<5

Fuente: Elaboración propia, en base a NSCA Río Biobío.

Donde:

Clase 1: Indica un agua de excelente calidad, adecuada para la conservación de las comunidades acuáticas y demás usos definidos cuyos requerimientos de calidad sean inferiores a esta clase

Clase 2: Indica agua de buena calidad, apta para la protección y conservación de las comunidades acuáticas, para el riego irrestricto y para los usos comprendidos en las clases 2 y 3.

Clase 3: Indica agua de regular calidad, apta para el desarrollo de la acuicultura, de la pesca deportiva y recreativa.

Clase 4: Indica agua de mala calidad.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 REQUERIMIENTOS DEL MODELO Y DISPONIBILIDAD DE DATOS

Las aguas superficiales y ríos son de los recursos hídricos humanos más importante. Sin embargo, el ingreso de contaminantes que se originan en la eliminación de aguas residuales industriales, agrícolas y domésticas no tratadas reducen la calidad del agua y en ocasiones provocan daños irreparables al medio ambiente. (Arman et al., 2017). La utilización de modelos de calidad de agua son herramientas ampliamente utilizadas para realizar una planificación y control de los recursos hídricos. Antes de utilizar un modelo, es necesario conocer sus limitaciones y la información necesaria que se requiere para su correcto funcionamiento.

Los requisitos generales para la modelación en segmentos vinculados se presentan en la **Tabla 18**, donde se muestra la demanda del modelo para cada segmento. También se presenta si estas variables son cubiertas por los datos obtenidos desde las estaciones de monitoreo de calidad de agua presente en el tramo de estudio.

TABLA 18: REQUISITOS GENERALES PARA UNA SIMULACIÓN DE MÚLTIPLES SEGMENTOS Y LOS DISPONIBLES PARA EL TRAMO DE ESTUDIO.

Variables		Unidad	disponible	
Nutrientes		Amoniaco	mg/L	✓
		Nitrato	mg/L	
		Fosfato	mg/L	
		Dióxido de carbono	mg/L	
		Oxígeno	mg/L	✓
Detrito	Cama de sedimento	Detritos lábiles	g/m ² seco	
		Detritos refractarios	g/m ² seco	
	Columna de Agua	Materia orgánica o Carbón orgánico o CBOD	mg/L seco	✓
Invertebrados				
Peces				
Sitio		Largo o alcance	Km	✓
		área	m ²	✓
		Profundidad media	m	✓
		Profundidad máxima	m	✓
		Evaporación media	in. /year	
		Pendiente del canal	m/m	✓
		Coeficiente de Manning	s/m ^{1/3}	✓
Volumen de agua		Cond. inicial	m ³	✓
		Salida constante o salidas dinámicas	m ³ /d	✓
Temperatura del agua		Constante, media anual o serie de tiempo.	°C	✓
Viento			m/s	✓
Luz			Ly/d	
pH del agua			-	✓
Sólidos inorgánicos			-	
Químicos			-	
Entradas de cargas			-	✓
Precipitaciones directas			-	
Cargas puntuales			-	✓
Cargas no puntuales			-	

Aunque es posible modelar una simulación de calidad de agua con los datos disponibles para el tramo de estudio, las variables tienen parámetros específicos que deben ser medidos en terreno y en laboratorio, como los datos relacionados con el sedimento.

Desde las estaciones de monitoreo de calidad de agua y estaciones fluviométricas que se encuentran en el tramo de estudio y desde la literatura se pudieron obtener 21 de las 29 variables básicas para llevar a cabo una simulación, donde las variables a simular serían las concentraciones de oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno y amonio.

4.2 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO DE CALIDAD DE AGUA CALIBRACIÓN

En la **tabla 19** se muestran los valores de los coeficientes de reaireación, nitrificación, desnitrificación y el asociado al oxígeno en la captura de biomasa obtenidos mediante calibración manual para los distintos segmentos.

TABLA 19: VALORES OBTENIDOS POR CALIBRACIÓN PARA LOS COEFICIENTES DE REAIREACIÓN, NITRIFICACIÓN, DESNITRIFICACIÓN Y O₂BIOMASS.

Segmentos	Krear	Kna	Kdn	O ₂ Biomass
1	0,20	0,01	0,09	0,33
2	0,20	0,01	0,09	0,32
3	0,20	0,01	0,09	0,38
4	3,80	0,36	0,09	0,31
5	0,70	0,40	0,09	0,30
6	0,20	0,36	0,09	0,30
7	0,40	0,90	0,09	0,35

En el proceso de calibración el coeficiente *Kraer* presentó un rango de variación entre 0,2-3,8 d⁻¹. Esta variación se debe a que los siete segmentos modelados tienen características físico-químicas diferentes, sumado a que el proceso de reaireación se ve influenciado por variables hidráulicas, además de factores especiales como tensoactivos, sólidos suspendidos, el viento y la temperatura del agua (Bowie et al., 1985), explicaría que los segmentos tengan distintos valores para el coeficiente de reaireación. También, Langbein and Durum (1967), señalan que sectores con altas profundidades en ríos tienden a un valor de *Kreae* menor en comparación a los sectores de baja profundidad, concluyendo que mientras mayor es el coeficiente de reaireación más intenso es el proceso de reaireación. Como se observa en la **Tabla 19** los primeros tres segmentos presentan un *Kraer* menor en

comparación a los segmentos aguas abajo (segmentos 4-5-6-7), esto puede deberse a que en esos segmentos la profundidad de las aguas era mayor en comparación a los segmentos aguas arriba. Además, Link (1998) concluyó que el vertido de aguas residuales en los ríos, disminuye su capacidad de aireación ya que las aguas contaminadas por materia orgánica producen que la dilución del OD sea menor. Esto se vería reflejado desde el cuarto segmento donde el Krea comienza a ser mayor producto de mayores descargas residuales provocando que el proceso de reaeración sea más intenso.

El coeficiente de nitrificación presenta un rango de variación entre 0,01-0,90 d⁻¹. Entre los factores que afectan la nitrificación se encuentran el pH, temperatura, las concentraciones de amonio y nitrato, el oxígeno disuelto, sólidos suspendidos y compuestos inorgánicos y orgánicos. Según Bowie et al., (1985), las bacterias nitrificantes tienen óptimas condiciones ambientales, donde requieren condiciones aeróbicas con un pH entre 7 y 9,8, una temperatura óptima de 30 °C y temperaturas mínimas y máximas de 10° y 60° respectivamente. Estas condiciones se verían reflejadas en los resultados de la calibración de este coeficiente, ya que todos los segmentos calibrados tenían condiciones de temperatura y pH diferente, lo que provocó que la calibración de este coeficiente variara entre los segmentos.

Para el coeficiente de desnitrificación el modelo entrega un valor default, sin embargo, para el proceso de calibración se utilizaron rangos expresados por Bowie (1985). Obteniendo como resultado que este coeficiente no presentaba relevancia frente a las variables de importancia del estudio al realizar el test de sensibilidad (sección) el proceso calibración de forma manual, por lo que se optó por preservar el valor que el modelo recomendaba.

Al contrario del coeficiente anteriormente referido, el coeficiente O₂Biomass tuvo una variación en un rango de 0,30-0,38. Este parámetro tiene una influencia en la OD, DBO, respiración y descomposición. El modelo lo define como la relación entre oxígeno y la materia orgánica asignándole un valor default de 0,575 según Winberg (1971), sin embargo, en el proceso de calibración este valor no se ajustaba a la

realidad del río Biobío, obteniéndose valores menores al expresado en la literatura extranjera y diferentes en los distintos segmentos.

Los valores de los indicadores de bondad de ajuste para el proceso de calibración se muestran en la **tabla 19**.

TABLA 20: VALORES OBTENIDOS PARA LOS CRITERIOS DE BONDAD DE AJUSTE EN EL PROCESO DE CALIBRACIÓN.

	R ²	d	PBIAS
	Valor óptimo: 1	Valor óptimo: 1	Valor óptimo: 0%
OD	0,97	0,97	-0,15%
DBO₅	0,52	0,83	-9,79%
NH₄⁺	0,86	0,92	-30,7%

Según los resultados de la bondad de ajuste, se puede decir que se logró una buena calibración. Consiguiendo que los tres valores simulados presentaran una correlación lineal buena ($R^2 > 0,5$). Siendo el oxígeno disuelto el que presenta mayor correlación entre sus valores simulados y observados obteniendo una medida de desempeño considerada “muy buena”, al igual que el amonio. La DBO₅ alcanzo un desempeño para la correlación de “satisfactorio”.

Para el índice de acuerdo, los valores obtenidos para las variables se encuentran entre un rango de 0,83-0,97, siendo la variable de OD que presenta el menor error en la calibración, seguida del amonio y DBO₅. Esta última siendo la que presenta un mayor error al ser la que más se aleja de del valor óptimo para este índice, alcanzado una medida de desempeño considerada como “Satisfactorio” para este índice, en cambio, las variables de OD y amonio alcanza un desempeño de “muy bueno”.

El PBIAS muestra una subestimación para las tres variables simuladas en el proceso de calibración. Donde la mayor subestimación se presentó en las concentraciones de amonio con un -30,7% considerado como insatisfactorio, sin embargo, Moriasi et al., (2007) plantea un rango de calibración “Bueno” para los

compuestos nitrogenados son entre un $\pm 25\%$ y $\pm 40\%$; Los porcentajes PBIAS de OD y DBO fueron de $-0,15\%$ y $-9,79\%$, respectivamente, siendo considerados porcentajes como “muy buenos” para el OD y “bueno” para el amonio. (Moriasi et al., 2007).

Aunque la evaluación de la calibración a través de los indicadores de bondad de ajuste es importante, esta se ve limitada por la cantidad y calidad de los datos por lo que los resultados arrojados por los índices de bondad de ajuste a menudo resultan inapropiadas (Richard A. Park & Clough, 2018b), por ello la comparación gráfica es importante.

En la **Tabla 21** se presentan estudios para calidad de agua en aguas superficiales con diferentes modelos, con la cantidad de datos utilizados para el proceso de calibración y/o validación.

TABLA 21: CANTIDAD DE DATOS UTILIZADOS EN ESTUDIOS DE CALIDAD DE AGUA.

Estudio	Cantidad de datos	Fuente
Collaborative Approach to Calibration of a Riverine Water Quality Model	12 puntos de muestreo (2 al 4 de octubre de 2006; del 27 de febrero al 1 de marzo de 2007; del 5 al 7 de septiembre de 2007; y del 18 al 20 de agosto de 2009-	(von Stackelberg & Neilson, 2014)
Calibration of mathematical water quality modeling in a river basin under critical conditions	5 puntos de muestreo (5 meses de muestras, entre 21-08-2014 hasta 26-01-2015)	(Nakamura et al., 2019)
Water quality modeling for the water quality conservation of estuary reservoir in Korea	Se utilizó el 2010 como año de calibración, 2009 como año de validación y los años 2007-2008 como estabilizador del modelo.	(Kang & Jang, 2015)

Los gráficos proporcionan una importante herramienta complementaria para apoyar la calibración y validación en los modelos hidrológicos y de calidad de agua, permitiendo la comparación visual de los datos de respuesta a la salida del modelo y los datos medidos en terreno. (Moriasi et al., 2015).

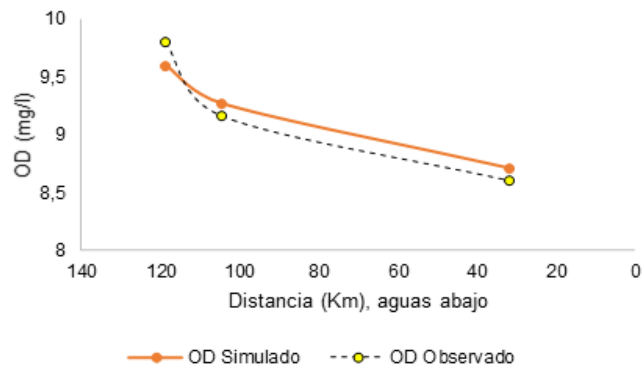
La **Figura 9 a)** muestran las gráficas de comparación entre los resultados de la simulación y los valores observados. En el primer grafico se observa la concentración del OD simulado vs OD observado, dando cuenta que la calibración no fue perfecta. Sin embargo, los valores simulados muestran una tendencia similar a los observados siguiendo una tendencia a mayor concentración en aguas arriba para presentar una disminución constante de las concentraciones aguas abajo en los kilómetros finales del tramo de estudio.

La **Figura 9 b)** presenta la concentración de la DBO₅ simulada vs la DBO₅ observada. Al igual que OD, la DBO simulada no logra una concordancia perfecta con la DBO observada. El primer punto de monitoreo (valor observado) tiene un valor mucho más alto, esto puede deberse a que anteriormente a la medición de este ocurriera un episodio de precipitaciones aumentando la concentración DBO₅ en ese punto. A pesar de eso, el resto de los valores comparados tienen una concordancia casi perfecta, siguiendo una tendencia entre valores simulados y observados.

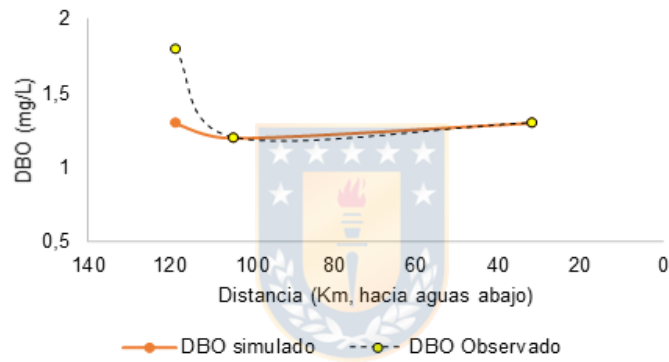
En la **Figura 9 c)** se observa la comparación entre la concentración del amonio simulado con el amonio observado. Al igual que la calibración de las variables anteriores, se observa que la simulación no logra alcanzar los valores observados, no obstante, la simulación de la variable logra una tendencia similar a presentar concentraciones bajas hacia aguas abajo. Los resultados de altas concentraciones en los valores observados hacia el sector más alto del cauce es probable que se deba a que la medición de esta variable se haya realizado luego de un episodio de precipitaciones, por lo que el modelo no es capaz de alcanzar esas concentraciones, además que se omiten las entradas por fuentes difusas que son una entrada importante de nutrientes a los cuerpos fluviales.

En el proceso de calibración la falta de estaciones de monitoreo en todos los segmentos dificultó realizar una calibración para todo el tramo en estudio, lo que pudo ocasionar no tener una calibración perfecta. Sin embargo, se consideró como una buena calibración.

a) Calibración de las concentraciones de OD



b) Calibración de las concentraciones de la DBO₅



c) Calibración de las concentraciones de Amonio

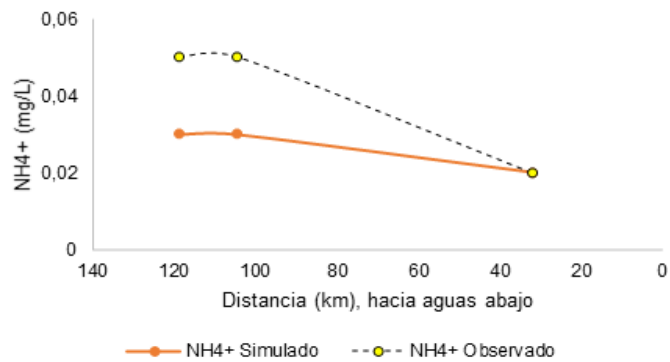


FIGURA 9: COMPARACIÓN DEL PROCESO DE CALIBRACIÓN ENTRE LOS VALORES SIMULADOS Y OBSERVADOS PARA LAS CONCENTRACIONES DE

A) OXÍGENO DISUELTO (OD), DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅) Y AMONIO (NH₄⁺), DESDE AGUAS ARRIBA HACIA AGUAS ABAJO.

VALIDACIÓN

Los valores del test de bondad de ajuste para el proceso de validación se encuentran en la **Tabla 22**. Esta validación se realizó para marzo del 2012.

TABLA 22: VALORES OBTENIDOS PARA LOS CRITERIOS DE BONDAD DE AJUSTE EN EL PROCESO DE VALIDACIÓN.

	R2	d	PBIAS
	Valor óptimo: 1	Valor óptimo: 1	Valor óptimo: 0%
OD	0,78	0,96	-0,33%
DBO	0,59	0,91	+5,18%
NH₄⁺	0,84	0,77	+14,7%

Los índices de bondad de ajuste obtenidos en el proceso de validación, dan a suponer que se obtuvo una validación considerada “buena”. Donde los valores presentados de correlación lineal fueron sobre 0,50 para todas las variables estudiadas. La mayor correlación lineal fue alcanzada para las concentraciones de amonio, donde presenta un R² de 0,84 que es considerada como un ajuste “muy bueno” por Moriasi et al. (2015).

Para el índice de error (d), los valores estuvieron entre 0,77 y 0,96, donde el valor más bajo es considerado como un ajuste “satisfactorio” para este índice, el cual fue presentado por las concentraciones de amonio. Las concentraciones de OD y DBO obtuvieron un valor 0,90 lo que es considerado como “muy bueno” para el índice de error.

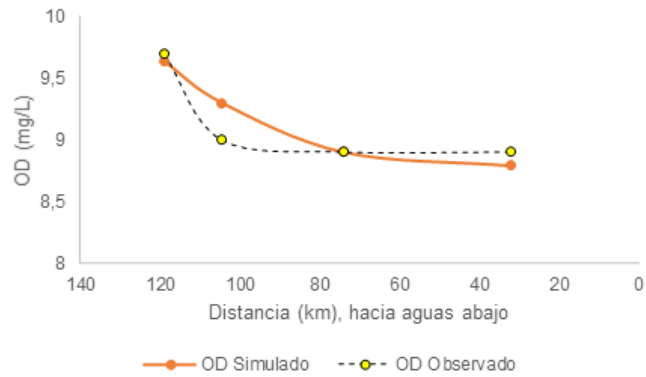
El PBIAS, muestra una sobrestimación para las variables de DBO y amonio de 5,18% y 14,7% respectivamente. En cuanto al OD, este obtuvo una subestimación de 0,33% indicando que los valores resultantes de la simulación fueron menores a

los registrados por las estaciones de monitoreo. Sin embargo, estas tres variables presentan valores de PBIAS superiores a los considerados “satisfactorios”.

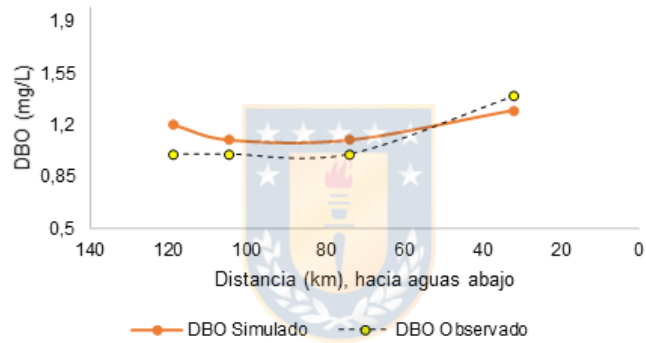
La **Figura 10**, muestra la comparación grafica de los resultados de la simulación y los registrados (observados) por las estaciones de monitoreo. La **Figura 10 a)** corresponde a las concentraciones de OD, mostrando que la simulación sigue una tendencia similar a los datos observados, con una disminución de la concentración hacia aguas abajo; La **Figura 10 b)** corresponde a las concentraciones de DBO, al igual que para la variable de OD, los valores simulados siguen una tendencia similar a los valores observados, con una diferencia en el primer punto donde la concentración simulada es levemente mayor.

Finalmente, la **Figura 10 c)** corresponde a las concentraciones de amonio, donde se puede observar que los valores observados siguen una tendencia constante a lo largo del curso del río, al contrario de los valores obtenidos en la simulación, esto puede deberse a que el río Biobío cuenta con una gran cantidad de tributarios y entradas de agua que provoca que el caudal de éste aumente, provocando que las concentraciones se diluyan y se mantengan constantes. A pesar de la diferencia, los valores en los indicadores de bondad de ajuste sugieren que la calibración para amonio es buena.

a) Validación de las concentraciones de OD



b) Validación de las concentraciones de la DBO₅



c) Validación de las concentraciones de Amonio

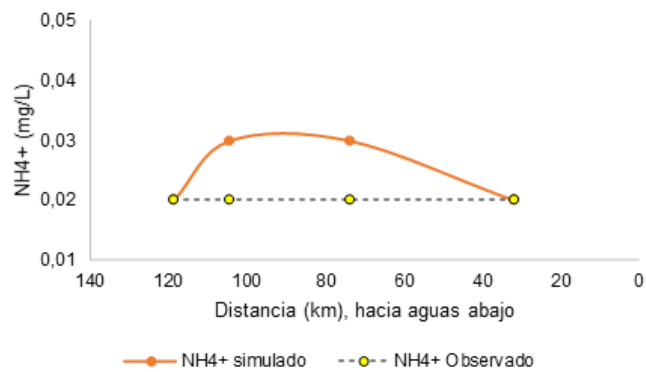


FIGURA 10: COMPARACIÓN DEL PROCESO DE VALIDACIÓN ENTRE LOS VALORES SIMULADOS Y OBSERVADOS PARA LAS CONCENTRACIONES DE

OXÍGENO DISUELTO (OD), DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO) Y AMONIO (NH₄⁺), DESDE AGUAS ARRIBA HACIA AGUAS ABAJO.

COMPARACIÓN DE LA CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN CON EL MODELO QUAL2K

La **figura 11** muestra la comparación entre la calibración de la variable de oxígeno disuelto (OD) realizada con el modelo AQUATOX y la calibración realizada por Zurita (2015) en su tesis “Estimación de la capacidad de carga para la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en el río Biobío” a través del modelo QUAL2K, para el mismo tramo de estudio.

La calibración realizada por Zurita (2015), se realiza entre los kilómetros 100 y 30 del río Biobío, para el mismo periodo de tiempo (marzo del 2009) de este estudio. En la **Figura 11**, se observa que la calibración de AQUATOX comienza 20 kilómetros antes que la de Zurita, realizando la calibración entre los kilómetros 120-30. Desde la gráfica se puede visualizar que el modelo QUAL2K se ajusta de mejor manera a los datos observados, lo cual se puede deber a que la calibración se realiza con solo dos datos observados, mientras que en AQUATOX se utilizan tres. En comparación con la calibración de AQUATOX, si bien, los valores simulados siguen la tendencia de los observados, sus magnitudes difieren levemente, subestimando el valor observado en la sección alta del tramo y sobreestimando en el caso de las dos observaciones aguas abajo.

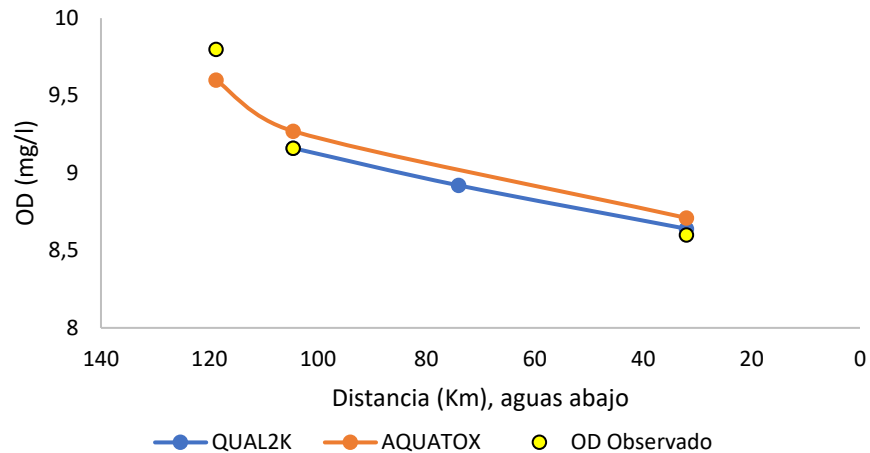


FIGURA 11: COMPARACIÓN DEL PROCESO DE CALIBRACIÓN PARA LA CONCENTRACIÓN DE OD, ENTRE LOS MODELOS AQUATOX Y QUAL2K PARA EL MISMO TRAMO DE ESTUDIO.

La **figura 12**, muestra la comparación del proceso de validación para la variable de oxígeno disuelto entre los modelos de AQUATOX y QUAL2K, donde el último fue realizado por Zurita (2015) en su tesis pregrado anteriormente mencionada. La validación realizada para el periodo de marzo del 2012, contó con datos en las cuatro estaciones de monitoreo ubicadas en el tramo de estudio. La validación por parte del modelo AQUATOX, la cual sigue una tendencia similar a los datos observados. Donde al comienzo de la gráfica presenta una alta concentración de OD para luego, aproximadamente en el kilómetro 100, experimenta una disminución para posteriormente mantener una concentración constante hacia el final del tramo de estudio. En comparación con la validación realizada por Zurita (2015), el OD simulado presenta una diferencia hacia el final del tramo, donde el OD no se mantiene constante, sino que experimenta una baja. Sin embargo, esta fluctuación es relativamente mínima, ya que la concentración de OD no varía en una gran medida.

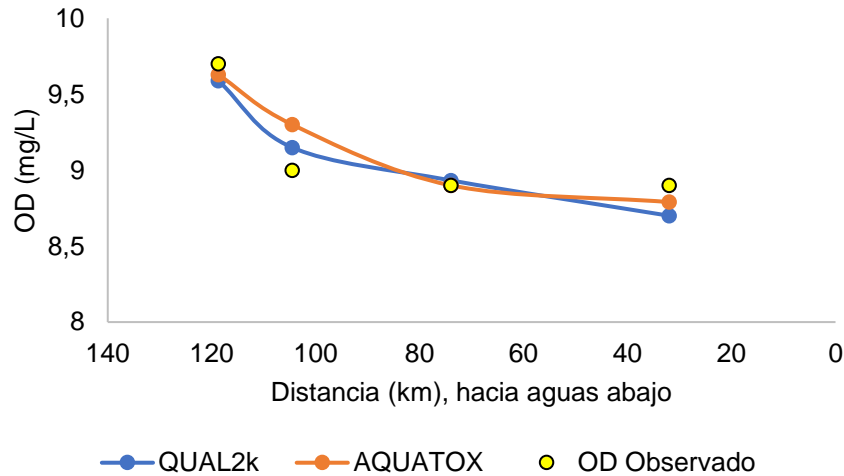


FIGURA 12: COMPARACIÓN GRÁFICA DEL PROCESO DE VALIDACIÓN PARA LAS CONCENTRACIONES DE OD, ENTRE LOS MODELOS AQUATOX Y QUAL2K PARA EL MISMO TRAMO DE ESTUDIO.

4.3 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

El análisis de sensibilidad se realizó a los coeficientes calibrados en función de cómo se comportaban con las variables de OD, DBO y amonio.

En la **Tabla 23**, se muestra el análisis de sensibilidad efectuado al coeficiente de reaeración (K_{reaer}). Para este coeficiente se obtuvo una sensibilidad de 1,2% para las concentraciones de OD, mientras que, para las concentraciones de DBO y NH_4^+ no presentó variación ante la prueba de sensibilidad, manteniendo las concentraciones constantes (variación de un 0%) de estas variables al realizar los cambios en el coeficiente de reaeración.

TABLA 23: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD PARA EL COEFICIENTE DE REAERACIÓN (K_{REAER}).

K_{reaer}	Variación % K_{reaer}	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	Variación %OD	Variación %DBO	Variación % NH_4^+
0,15	-16,7	8,77	1,30	1,20	0	0
0,45	-50,0	8,72	1,30	0,57	0	0
1,05	+16,7	8,66	1,30	-0,13	0	0
1,35	+50,0	8,64	1,30	-0,34	0	0

La **Tabla 24**, muestra el análisis de sensibilidad para el coeficiente de nitrificación. Este coeficiente presenta sensibilidad en dos de las 3 variables estudiadas, para las concentraciones de amonio y OD, de 10,52% y 0,051% respectivamente. Las concentraciones de la DBO no presentaron cambios al análisis de sensibilidad efectuado, arrojando una variación de las concentraciones de un 0%

TABLA 24: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD PARA EL COEFICIENTE DE NITRIFICACIÓN (KNITR).

Knitr	Variación %Knitr	NH ₄ ⁺ (mg/l)	OD (mg/l)	Variación % NH ₄ ⁺	Variación % OD	Variación %DBO
0,86	-21,8	0,019	8,67	10,5	0,05	0
0,99	-9,09	0,018	8,67	4,68	0,03	0
1,20	9,09	0,016	8,67	-4,09	-0,03	0
1,34	21,8	0,015	8,66	-9,36	-0,04	0

La **Tabla 25**, muestra el análisis de sensibilidad realizado al coeficiente de desnitrificación (Kdnt). Este coeficiente no presenta sensibilidad (variación de un 0%) en ninguna de las variables estudiadas, demostrando que este coeficiente no tiene influencia en las concentraciones de amonio, OD ni DBO. Esto tiene coherencia, ya que el coeficiente de desnitrificación está involucrado en la conversión del nitrato y nitrito en nitrógeno libre (Bowie et al., 1985), variables que en este trabajo no fueron estudiadas ni involucradas.

TABLA 25: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD PARA EL COEFICIENTE DE DESNITRIFICACIÓN (KDNT).

Kdnt	Variación %Kdnt	NH ₄ ⁺ (mg/l)	OD (mg/l)	Variación % NH ₄ ⁺	Variación % OD	Variación %DBO
0,14	55,5	0	0	0	0	0
0,07	-22,2	0	0	0	0	0
0,11	22,2	0	0	0	0	0
0,04	-55,5	0	0	0	0	0

La **Tabla 26**, muestra el análisis de sensibilidad realizado al coeficiente O₂Biomass. Este coeficiente presenta una sensibilidad solo en las concentraciones de la DBO, obteniendo una variación de 11,2%. En cambio, en las concentraciones de OD y

amonio el coeficiente presento variación de un 0%, mostrando que no influye en estas concentraciones.

TABLA 26: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD PARA EL COEFICIENTE O₂BIOMASS.

O ₂ Biomass	Variación %O ₂ Biomass	DBO (mg/l)	OD (mg/l)	Variación % DBO	Variación % OD	Variación % NH ₄ ⁺
0,36	-5,26	1,27	8,67	-4,46	0	0
0,40	+5,26	1,39	8,67	4,47	0	0
0,33	-13,2	1,19	8,67	-11,2	0	0
0,43	+13,2	1,48	8,67	11,2	0	0

4.4 ESCENARIOS MODELADOS A PARTIR DE CAMBIOS EN EL CAUDAL DE ENTRADA

Luego de la calibración y validación del modelo, este se encuentra disponible para realizar simulaciones con diversas condiciones para el sistema. (Zurita, 2015).

A continuación, se muestran los resultados de las modelaciones al sistema ya calibrado y validado para estudiar cómo se comportan las variables de OD, DBO₅ y amonio a escenarios hipotéticos de cambio climático.

En la **Tabla 27** se presentan los ocho escenarios con los nuevos caudales de cabecera utilizados en las modelaciones. Mientras que en la **Tabla 28** se muestran los nuevos caudales que ingresan al sistema con su correspondiente disminución aplicada a cada escenario.

Los escenarios fueron propuestos en base a Riquelme (2018) y Ponce et al. (2017). Donde, Riquelme (2018) en tesis de pregrado que lleva por nombre “*Evaluación del efecto del cambio climático en los caudales futuros de la cuenca del río Duqueco*” plantea que, bajo el escenario más pesimista de cambio climático, el río Duqueco disminuiría su caudal medio anual un 25,3%, llegando a una reducción de 26,7% en época estival (verano), la cual es la época de relevancia para este estudio; Mientras Ponce et al., (2017) en “*Distributional impacts of climate change on basin communities: an integrated modeling approach*” utiliza en sus estudios para el río

Vergara disminuciones de caudal de un 22% (promedio), basado en la versión regionalizada SRES A2-2040.

El escenario E8, se planteó como una forma de estresar el modelo matemáticamente, porque el caudal de entrada para este escenario solo fue del 5% del caudal de la línea base.

TABLA 27: VALORES DEL CAUDAL DE ENTRADA LUEGO DE APLICAR LA DISMINUCIÓN DE CAUDALES.

Escenarios	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8
Disminución aplicada	-10%	-15%	-20%	-25%	-30%	-35%	-40%	-95%
Q(m ³ /s)	160,2	151,4	142,4	133,5	124,6	115,7	106,8	8,903

TABLA 28: VALORES DEL CAUDAL DE ENTRADA LUEGO DE APLICAR LA DISMINUCIÓN DE CAUDALES.

Escenarios	1	2	3	4	5	6	7	8
Disminución aplicada	-10%	-15%	-20%	-25%	-30%	-35%	-40%	-95%
Río Duqueco (m ³ /s)	1,22	1,16	1,09	1,02	0,95	0,88	0,82	0,07
Río Bureo (m ³ /s)	6,41	6,05	5,70	5,34	4,98	4,63	4,27	0,36
Río Vergara (m ³ /s)	4,45	4,20	3,95	3,71	3,46	3,21	2,96	0,25
Río Laja (m ³ /s)	39,4	37,2	34,98	32,80	30,6	28,4	26,2	2,19

MODELACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO (OD)

La **Figura 13** muestra el resultado presentado por las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) en todos los escenarios de disminución de caudales de entrada presentados anteriormente.

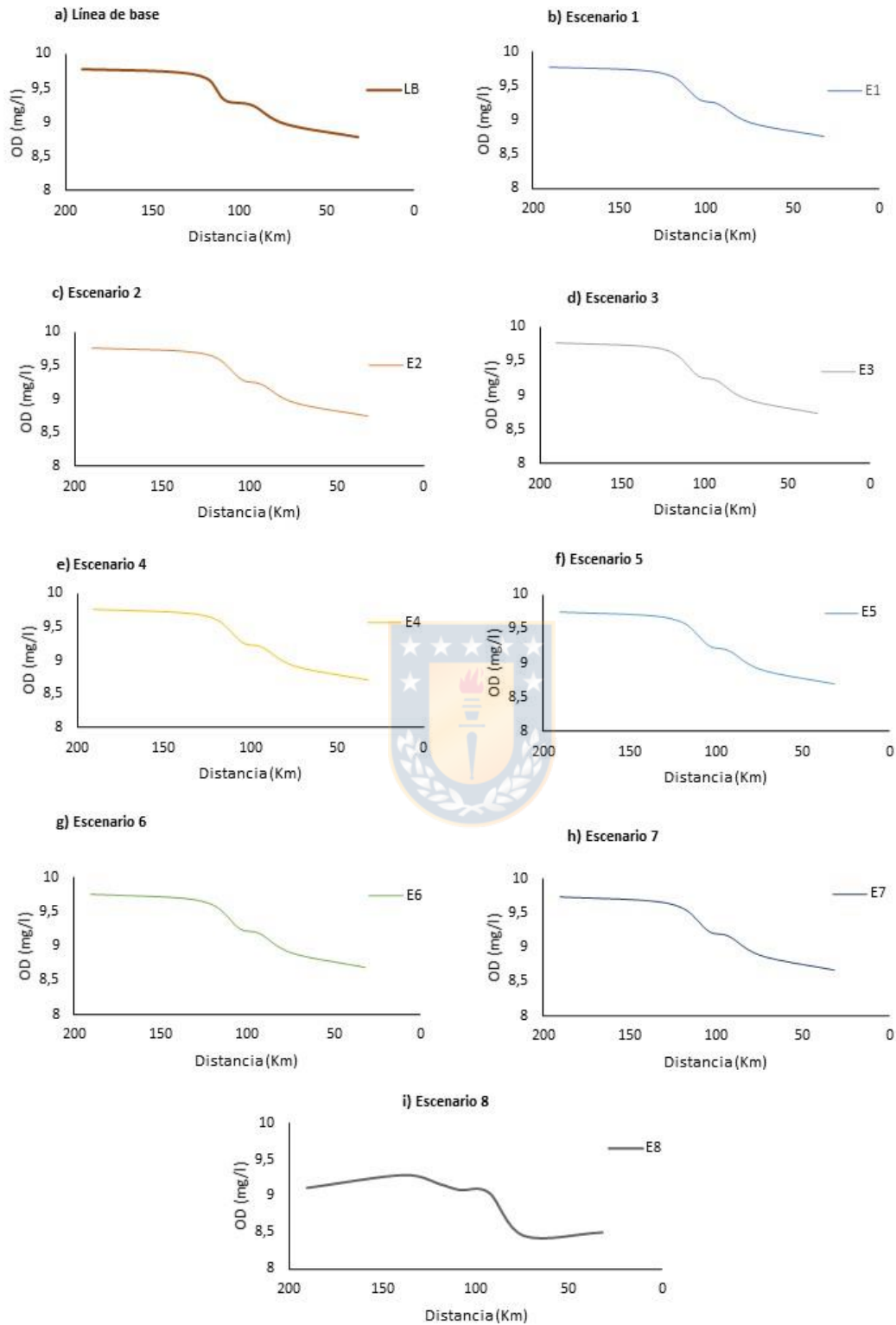


FIGURA 13: RESULTADO DE LA SIMULACIÓN EN EL MODELO AQUATOX PARA LAS CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTO (OD) EN CADA UNO

DE LOS ESCENARIOS PLANTEADOS DE DISMINUCIÓN DE CAUDALES DE ENTRADA.

La **Figura 14** muestra la comparación de las concentraciones de Oxígeno Disuelto (OD) para los ocho escenarios modelados versus las concentraciones promedio históricas del mes de marzo medidas por el PMBB y el escenario línea base (LB).

Los resultados muestran que las concentraciones de OD prácticamente no varían entre los escenarios E1-E7, lo que haría presumir que la disminución de caudal no afectaría significativamente a las concentraciones de OD en el tramo de estudio, manteniendo concentraciones relativamente constantes entre escenarios. Esto probablemente se deba a la contribución de caudal por parte de los tributarios que ingresan al río Biobío en el tramo de estudio, lo que permite una buena reaeración. (Parra et al., 2013) del sistema.

El escenario E8 presenta un notable cambio en la tendencia en comparación a los demás escenarios modelados. Este escenario, presenta una menor concentración de OD al inicio del tramo de estudio (Kilometro 190,5) en relación a los demás escenarios (E1-E7), presentando una constante disminución entre los kilómetros 100-70 que no es tan pronunciada en los otros escenarios simulados.

En cuanto a la comparación de las concentraciones de OD simuladas con las concentraciones históricas de OD medidas por el PMBB para el mes de marzo. Estas presentan una tendencia similar a las medidas por el PMBB, siendo capaz el modelo AQUATOX de reproducir los cambios bruscos que experimentan las concentraciones con diferencias en la magnitud, viéndose reflejado en el kilómetro 104,5 donde la concentración promedio en la estación de monitoreo fue de 8,8 mg/l, mientras que en la simulación fue de 9,23 mg/l para el escenario E7 y 9,08 mg/L para el escenario E8.

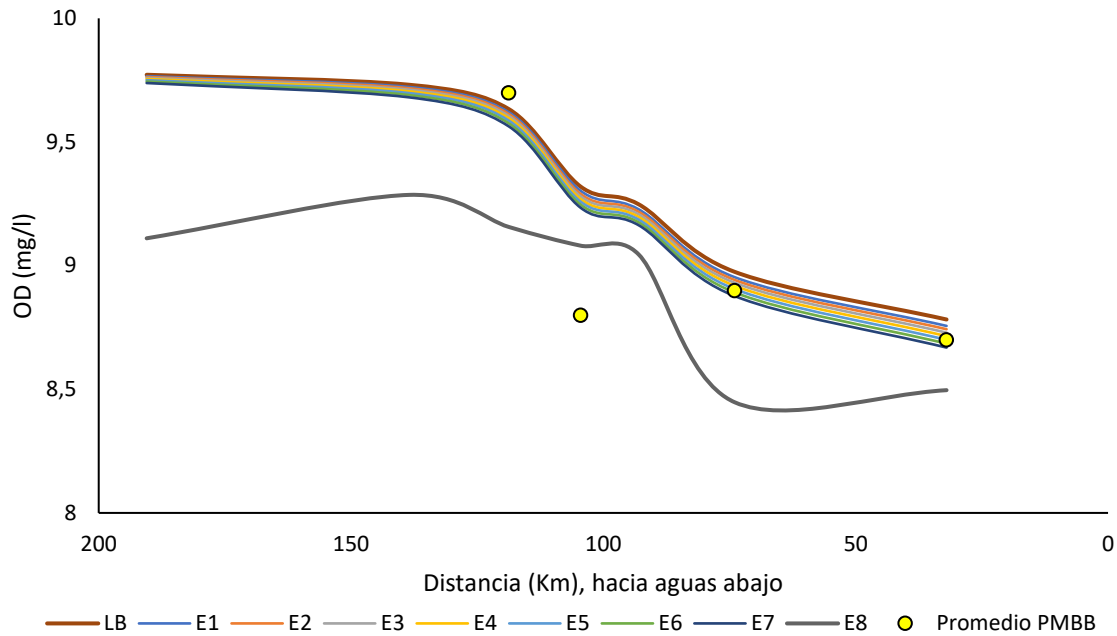


FIGURA 14: COMPARACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTUO (OD), OBTENIDAS PARA LOS ESCENARIOS DE DISMINUCIÓN DE CAUDALES VS LAS CONCENTRACIONES PROMEDIO HISTÓRICAS DE OD PARA EL MES DE MARZO MEDIDAS POR EL PMBB (ESTACIONES DE MONITOREO BB3, BB4, BB7 Y BB8) Y EL ESCENARIO DE LÍNEA BASE (LB).

La **Figura 15** muestra la comparación de las concentraciones del OD entre el escenario estresor del modelo (E8) y el más optimista en disminución de caudales de entrada. Desde esta perspectiva es posible visualizar que la disminución radical en los caudales de entrada no impacta significativa a las concentraciones de OD en el tramo de estudio, manteniendo una baja en las concentraciones de OD al disminuir el caudal de entrada.

La mayor diferencia de concentraciones de OD entre los escenarios E1 y E8 se dio al comienzo del tramo de estudio, en el kilómetro 190, con una diferencia de 0,66 mg/L. Mientras que, la mínima diferencia de concentraciones de OD se obtuvo en el kilómetro 93 con una diferencia de 0,18 mg/L.

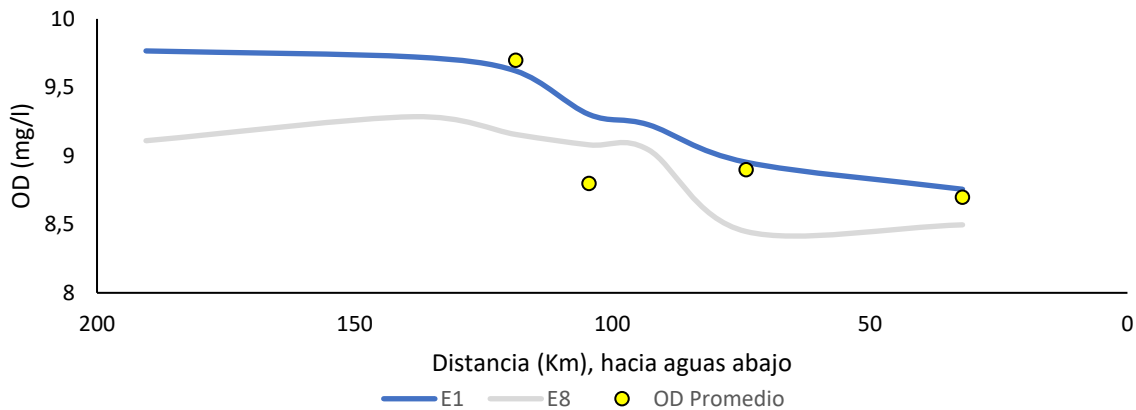


FIGURA 15: COMPARACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTO (OD) OBTENIDAS PARA EL ESCENARIO MÁS CONSERVADOR (E1) Y EL ESCENARIO ESTRESOR DEL MODELO (E8) VS LAS CONCENTRACIONES DE OD PROMEDIO DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL PMBB.

La **Tabla 29** muestra las concentraciones de OD mínimas alcanzadas, las distancias donde estas ocurrieron para todos los escenarios de disminución de caudales de entrada y su respectiva clasificación de clase propuestas por el MMA en la Norma de Calidad Secundaria de Calidad Ambiental para la protección del río Biobío. (NSCA-BB).

El escenario que obtuvo la menor concentración de OD fue el escenario E8 (escenario estresor), seguido del escenario E7, con 8,45 mg/L en el kilómetro 74 y 8,67 mg/L al kilómetro 46,5, respectivamente. Estas concentraciones son clasificadas como una clase 3, considerada como calidad regular para las concentraciones de OD, donde el sistema se encuentra perturbado para esta variable.

Al comienzo de tramo de estudio, kilómetro 190,5, la variable de OD presenta una clase 2 considerada como “Buena” mostrando que el sistema se encuentra mediamente perturbado. Esta clase se extiende hasta el kilómetro 90 aproximadamente para los escenarios entre E1-E8.

En todos los escenarios modelados la clase más baja alcanzada, en cuanto a calidad fue 3, considerada como “Regular”. Esta clase se presenta en los kilómetros finales del tramo de estudio, aproximadamente desde el kilómetro 90 hasta al final del tramo de estudio (kilómetro 32) como se muestra en la **Figura 13**.

TABLA 29: CONCENTRACIONES MÍNIMAS DE OD ALCANZADAS EN CADA ESCENARIO CON SU RESPECTIVA CLASE.

Escenario	Caudal de entrada (m ³ /s)	OD min (mg/L)	Distancia (km)	Clase
LB	178,1	8,78	46,5	3
1	160,2	8,76	46,5	3
2	151,3	8,74	46,5	3
3	142,4	8,73	46,5	3
4	133,5	8,71	46,5	3
5	124,6	8,70	46,5	3
6	115,7	8,68	46,5	3
7	106,8	8,67	46,5	3
8	8,903	8,45	74	3

MODELACIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅)

La **Figura 16** muestra el resultado presentado por las concentraciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) en todos los escenarios de disminución de caudales de entrada presentados en el capítulo 3.4.

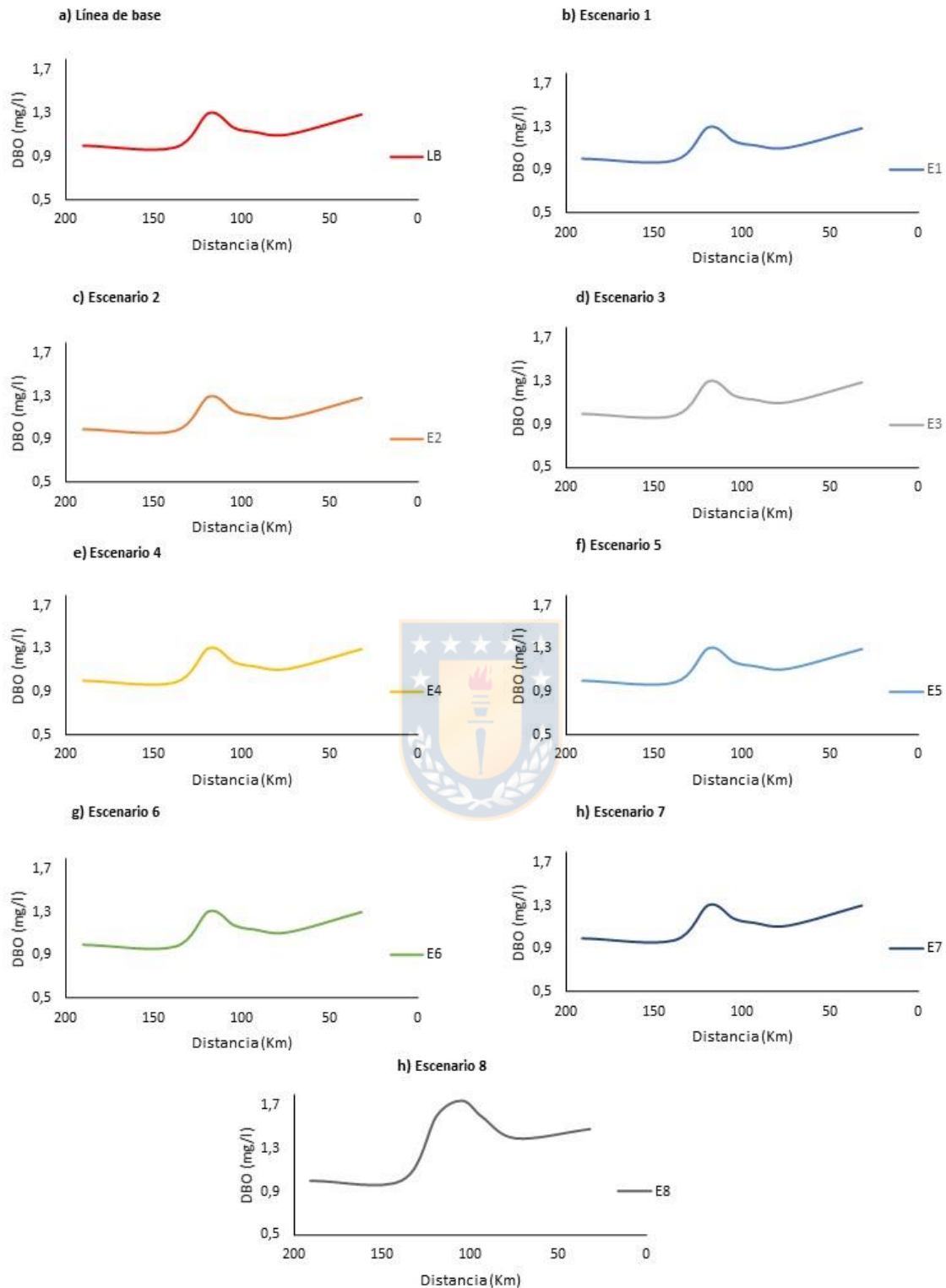


FIGURA 16: RESULTADO DE LA SIMULACIÓN EN EL MODELO AQUATOX PARA LAS CONCENTRACIONES DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO

(DBO₅) EN CADA UNO DE LOS ESCENARIOS PLANTEADOS DE DISMINUCIÓN DE CAUDALES DE ENTRADA.

La **Figura 17** muestra la comparación de las concentraciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) para los ocho escenarios modelados versus las concentraciones promedio históricas del mes de marzo medidas por el PMBB y el escenario línea base (LB).

Los resultados muestran que las concentraciones de DBO₅ varían mínimamente entre los escenarios, siendo insignificante. Mostrando que la disminución de los caudales de entradas al río Biobío no afectaría significativamente la capacidad de dilución de la materia orgánica. El escenario E8 es el único que presenta una variación en relación a los otros escenarios (E1-E7), donde en la cercanía del kilómetro 120, las concentraciones difieren de los demás escenarios, mostrando concentraciones más altas. Esto hace suponer que en este escenario estresor presenta una dilución menor para la materia orgánica, ocurriendo una baja en las concentraciones de la DBO₅ hacia aguas abajo. (kilómetro 100 aproximadamente).

El comportamiento de las concentraciones de DBO₅ comienza con concentraciones cercanas a 1 mg/L, al contrario de lo que ocurre con las concentraciones de OD, la DBO₅ hacia aguas abajo aumenta la concentración. Esto se debe, probablemente, a las entradas de fuentes puntuales. Antes del kilómetro 150 existe dos entradas de plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS Santa Bárbara y PTAS Quilaco), sin embargo, en estos kilómetros no se observan el efecto inmediato del ingreso de estas descargas, sino que se aprecian kilómetros más abajo (Kilómetro 120 aproximadamente), esto debido a alta velocidad que presenta el río Biobío. Luego, las concentraciones de DBO₅ sufren una disminución al ingresar dos tributarios al cauce principal, los ríos Duqueco y Bureo. Aguas abajo, producto de las actividades industriales y un número mayor de ciudades, las concentraciones de DBO₅ aumentan llegando al máximo aproximadamente en el kilómetro 90, disminuyendo después por la entrada del tributario con mayor caudal en el tramo de estudio, el río Laja, sin embargo, las concentraciones de DBO aumentan hacia el final del tramo (kilómetro 32) de estudio debido al ingreso de nuevas fuentes puntuales.

En cuanto a las diferencias entre las concentraciones de la DBO_5 promedio históricas medidas por el PMBB y las simuladas en los distintos escenarios planteados (**Figura 17**) se dan debido a que las mediciones por parte de las estaciones de monitoreo del centro EULA son mediciones reales que contemplan todas las entradas de materia orgánica que ingresa al río, en cambio en el modelo solo se incluyeron entradas de materia orgánica por fuentes puntuales específicas.

En el Kilómetro 104,5 el promedio de las estaciones de monitoreo presenta una alta concentración de DBO_5 en comparación a la concentración alcanzada en la simulación. El peak de concentraciones por parte de las estaciones de monitoreo se alcanza en el kilómetro 104,5 al igual que es escenario estresor (E8). La mayor diferencia con las concentraciones de la DBO_5 del PMBB se da entre esta y el escenario E1, en el kilómetro 104,5 la diferencia es de 0,63 mg/L.

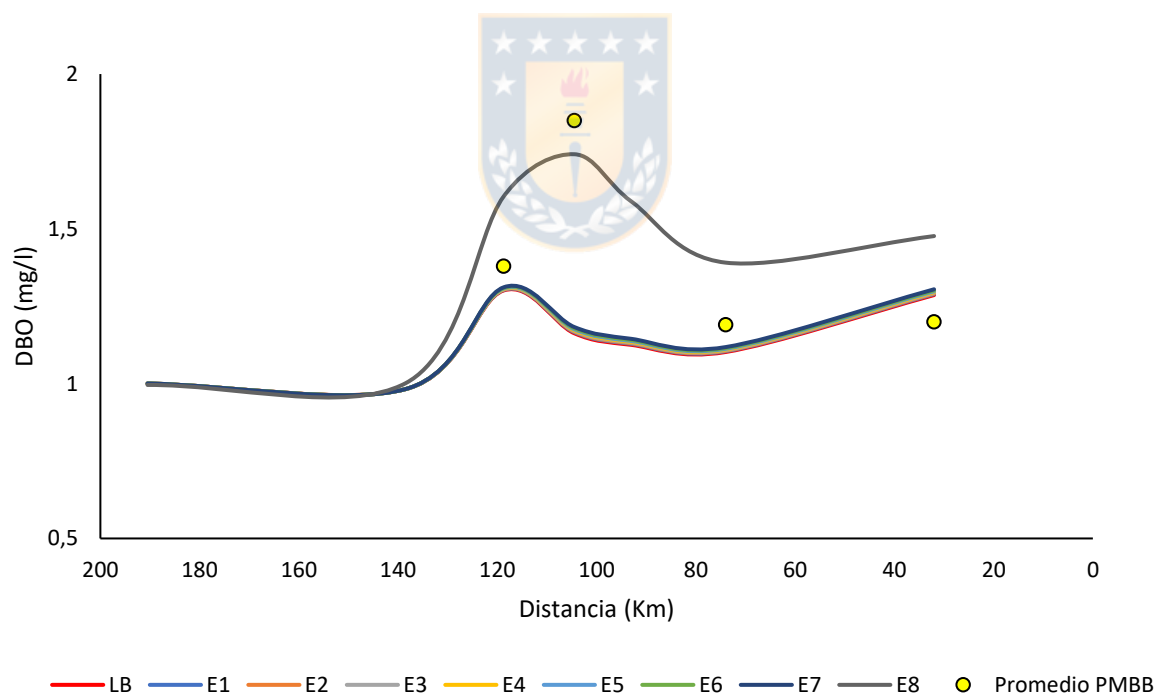


FIGURA 17: COMPARACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO_5), OBTENIDAS PARA LOS ESCENARIOS DE DISMINUCIÓN DE CAUDALES VS LAS CONCENTRACIONES PROMEDIO HISTÓRICAS DE DBO_5 PARA EL MES DE MARZO MEDIDAS POR EL PMBB

(ESTACIONES DE MONITOREO BB3, BB4, BB7 Y BB8) Y EL ESCENARIO DE LÍNEA BASE (LB).

La **figura 18** muestra la comparación de las concentraciones de la DBO_5 entre el escenario estresor del modelo (E8) y el más optimista en disminución de caudales de entrada (E1). Desde esta perspectiva es posible visualizar que la disminución radical en los caudales de entrada no impacta significativa a las concentraciones de DBO_5 en el tramo de estudio, esto podría deberse a que en las últimas décadas las ciudades aledañas al río Biobío han implementado plantas de tratamiento de aguas residuales, las cuales han contribuido a que los niveles de materia orgánica se reduzcan. (Parra et al., 2013).

La mayor diferencia de concentraciones de la DBO_5 entre los escenarios E1 y E8 se da en el kilómetro 104,5 con una diferencia de 0,56 mg/L. Mientras que la menor diferencia de concentraciones de DBO_5 ocurre al comienzo del tramo de estudio (Kilometro 190,5), donde ambos escenarios mantienen concentraciones de 1 mg/L hasta aproximadamente el kilómetro 130.

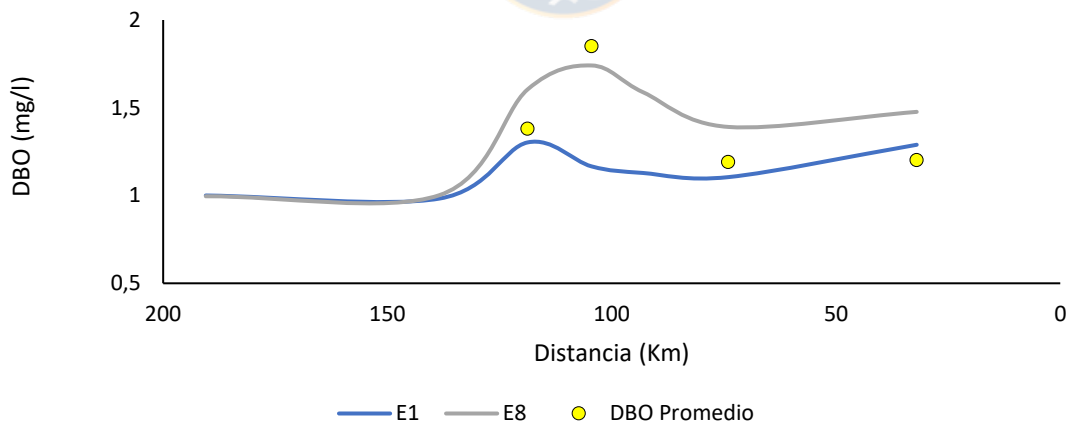


FIGURA 18: COMPARACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO_5) OBTENIDAS PARA EL ESCENARIO MÁS CONSERVADOR (E1) Y EL ESCENARIO ESTRESOR DEL MODELO (E8) VS LAS CONCENTRACIONES DE LA DBO_5 PROMEDIO DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL PMBB (ESTACIONES DE MONITOREO BB3, BB4, BB7 Y BB8).

La **Tabla 30** presenta las concentraciones de DBO₅ máximas alcanzadas, las distancias donde estas ocurrieron para todos los escenarios de disminución de caudales de entrada y su respectiva clasificación de clase propuestas por el MMA en la Norma de Calidad Secundaria de Calidad Ambiental para la protección del río Biobío. (NSCA-BB).

Las concentraciones máximas de la DBO₅ fueron alcanzadas en el kilómetro 118,75 para los escenarios E1, E2, E3, E4, E5, E6 Y E7, donde las concentraciones de la DBO₅ no presentaron una variación significativa, clasificada con una clase 1 según el MMA, considerada como una “Muy Buena” para esta variable en cuanto a calidad de agua al no alcanzar concentraciones superiores a 2 mg/L. Esto es considerado un sistema no perturbado. La totalidad del tramo de estudio de estos escenarios presentaron concentraciones consideradas como “Muy Buena” para la DBO₅.

El escenario E8 fue el con que mayor concentración de DBO₅ presento con 1,74 mg/L en el kilómetro 104,5, alcanzando esta concentración aproximadamente 14 kilómetros aguas abajo en comparación a los otros escenarios. Aunque la concentración en este escenario fue superior a los anteriores, posee una Clase 1 al igual que los demás escenarios (E1-E7).

TABLA 30: CONCENTRACIONES MÁXIMAS DE DBO ALCANZADAS EN CADA ESCENARIO CON SU RESPECTIVA CLASE.

Escenario	Caudal de entrada (m ³ /s)	DBO máx (mg/L)	Distancia (km)	Clase
LB	178,1	1,301	118,75	1
1	160,2	1,303	118,75	1
2	151,3	1,304	118,75	1
3	142,4	1,305	118,75	1
4	133,5	1,306	118,75	1
5	124,6	1,307	118,75	1
6	115,7	1,309	118,75	1
7	106,8	1,311	118,75	1
8	8,903	1,741	104,5	1

MODELACIÓN DEL AMONIO (NH₄⁺)

La **Figura 19** muestra el resultado presentado por las concentraciones de Amonio (NH₄⁺) en todos los escenarios de disminución de caudales de entrada presentados en el capítulo 3.4.

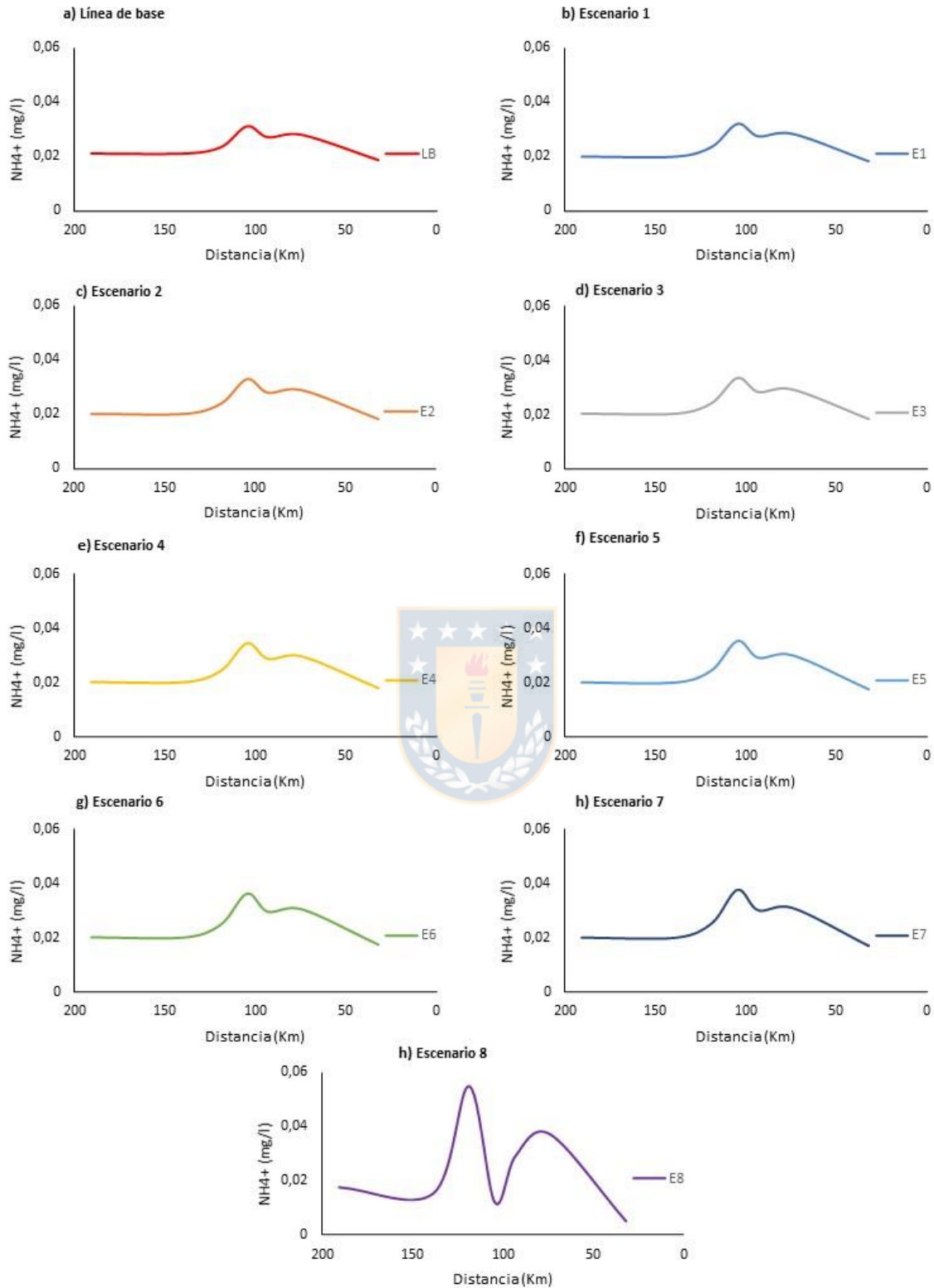


FIGURA 19: RESULTADO DE LA SIMULACIÓN EN EL MODELO AQUATOX PARA LAS CONCENTRACIONES DE AMONIO (NH_4^+) EN CADA UNO DE LOS ESCENARIOS PLANTEADOS DE DISMINUCIÓN DE CAUDALES DE ENTRADA.

La **Figura 20** muestra la comparación de las concentraciones de Amonio (NH_4^+) para los ocho escenarios modelados versus las concentraciones históricas promedio del mes de marzo medidas por el PMBB y el escenario línea base (LB).

Para todos los escenarios la concentración de Amonio siguió la misma tendencia aumentando hacia aguas abajo, teniendo una máxima concentración en el kilómetro 104,5 para los escenarios E1, E2, E3, E4, E5, E6 y E7. Mientras que para el escenario E8, la máxima concentración de Amonio fue en el kilómetro 118,75. Luego de alcanzar este peak, las concentraciones de Amonio, experimentan una disminución a partir del kilómetro 90 aproximadamente. Para el escenario E8, esta baja en las concentraciones se da en el kilómetro 104,5, obteniendo valores cercanos a 0,01 mg/L. Kilómetros (desde el 90 aproximadamente) aguas abajo, las concentraciones de Amonio nuevamente experimentan un alza, no tan significativa como la anterior.

Hacia el final del tramo de estudio, entre los kilómetros 70 a 32, las concentraciones de Amonio experimentan una baja, llegando a valores menores de 0,02 mg/l en todos los escenarios. Esta baja en las concentraciones de Amonio, se asume que ocurren por el ingreso del tributario con mayor caudal en la simulación (río Laja) y a la baja presencia de fuentes puntuales, en comparación a las zonas más altas del tramo donde existían mayor número de fuentes puntuales que afectan a las concentraciones de Amonio en el tramo de estudio.

Los resultados de esta simulación probablemente estén relacionados con las actividades antrópicas realizadas a lo largo del cauce del río, como la agricultura, ya que las principales fuentes de nutrientes en las aguas fluviales provienen de los fertilizantes agrícolas, al igual que de aguas residuales domésticas y las aguas residuales industriales. (Valeriani et al., 2015).

La comparación entre el promedio histórico y los valores simulados muestran una tendencia similar, siendo el escenario estresor al modelo (E8) quien presenta mayor concordancia con los valores promedios históricos. En este escenario se aprecia

que la concentración máxima ocurre a la misma distancia; pero es levemente superior. Al igual que lo que ocurre con los episodios de decaimiento de las concentraciones de amonio, la caída en el escenario E8 es mayor que los promedios históricos.

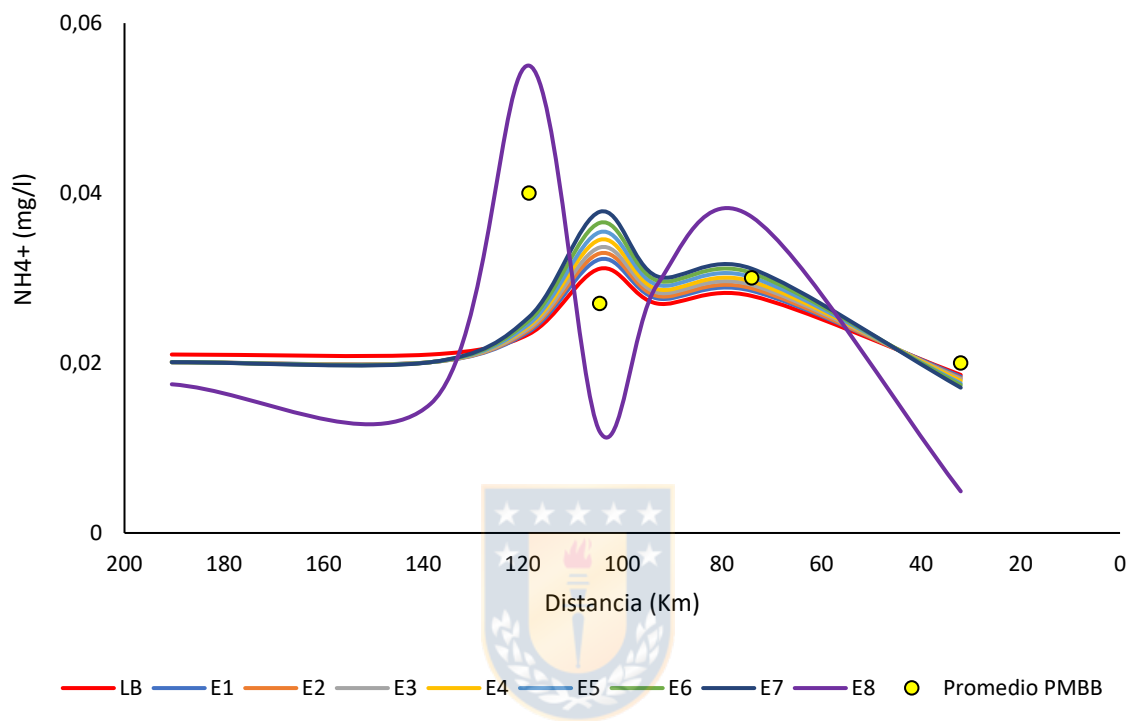


FIGURA 20: COMPARACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE AMONIO (NH₄⁺) OBTENIDAS PARA EL ESCENARIO MÁS CONSERVADOR (E1) Y EL ESCENARIO ESTRESOR DEL MODELO (E8) VS LAS CONCENTRACIONES DE AMONIO PROMEDIO HISTÓRICAS DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL PMBB (BB3, BB4, BB7 Y BB8).

La **Figura 21** muestra una comparación entre la concentración de Amonio, en el escenario estresor (E8) y el más conservador (E1) en la disminución de entradas de aguas versus los promedios históricos registrados para el mes de marzo de las estaciones de monitoreo del programa de monitoreo del centro EULA.

La mayor diferencia de concentraciones de Amonio entre los escenarios E1 y E8 se dio en el kilómetro 118,75 con una diferencia de 0,03 mg/L, alcanzando una mayor concentración de Amonio el escenario E8 con 0,055 mg/L.

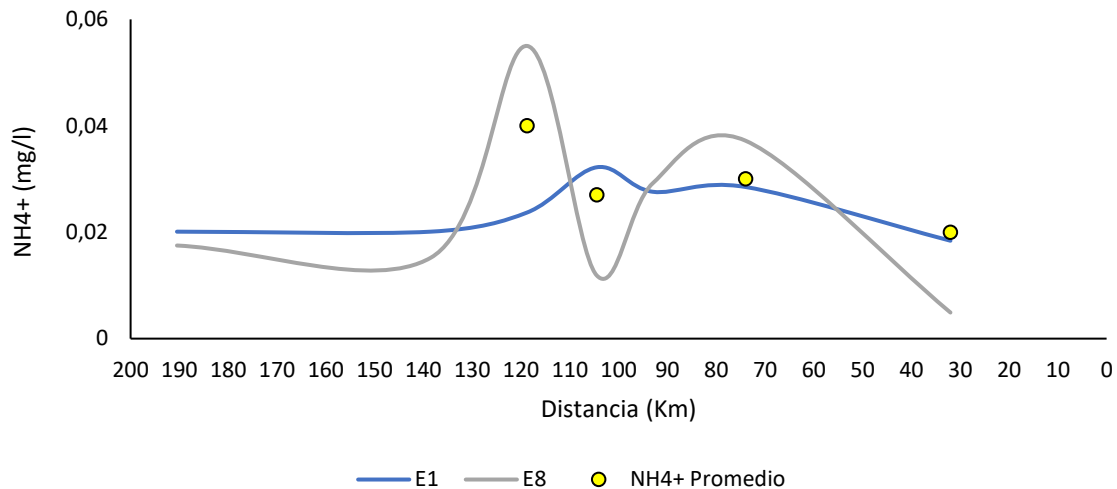


FIGURA 21: COMPARACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE NH_4^+ , OBTENIDAS PARA EL ESCENARIO MÁS CONSERVACIÓN (E1) Y EL MÁS PESIMISTA (E8) VS LA NH_4^+ PROMEDIO DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL PPM (BB3, BB4, BB7 Y BB8).

La **Tabla 31** presenta las concentraciones de Amonio máximas alcanzadas, las distancias donde estas ocurrieron para todos los escenarios de disminución de caudales de entrada y su respectiva clasificación de clase propuestas por el MMA en la Norma de Calidad Secundaria de Calidad Ambiental para la protección del río Biobío. (NSCA-BB).

Las concentraciones máximas alcanzadas de amonio en los distintos escenarios se muestran en la tabla 29, además de mostrar a la clase correspondiente a estas concentraciones según el Ministerio de Medio Ambiente. (MMA).

En los ocho escenarios simulados son clasificados para sus concentraciones de amonio máximas con una clase 2, considerado como “Buena” para la variable de amonio, indicando que el sistema se encuentra mediamente perturbado.

Todo el tramo de estudio (kilómetros 190,5 a 32) se mantiene en concentraciones de Amonio bajo 0,06 mg/L, manteniendo una clasificación Clase 2 o superior. Entre los kilómetros 190 y 100 (**Figura 20**), se observan resultados de concentraciones

de Amonio menores a 0,03 mg/L por lo que se clasifica como una Clase 1 (Muy Buena), donde el sistema no se considera perturbado para esta variable. Esto ocurre para los escenarios E1 a E7, mientras que, para el escenario E8 esto ocurre entre los kilómetros 190-140, entre los kilómetros 100-90 y finalmente desde el kilómetro 60 hasta el final del tramo de estudio.

La mayor concentración de amonio se presentó en el escenario E8 con 0,055 mg/L, donde la disminución del caudal de entrada al sistema fue de un 95% afectando la capacidad de dilución por parte del río Biobío para esta variable en mayor proporción que en los demás escenarios, donde la disminución de caudal fue menor.

TABLA 31: CONCENTRACIONES MÁXIMAS DE NH₄⁺ ALCANZADAS EN CADA ESCENARIO CON SU RESPECTIVA CLASE.

Escenario	Caudal de entrada (m ³ /s)	NH ₄ ⁺ máx (mg/L)	Distancia (km)	Clase
LB	178,1	0,031	104,5	2
1	160,2	0,032	104,5	2
2	151,3	0,033	104,5	2
3	142,4	0,034	104,5	2
4	133,5	0,034	104,5	2
5	124,6	0,035	104,5	2
6	115,7	0,037	104,5	2
7	106,8	0,038	104,5	2
8	8,903	0,055	118,75	2

COMPARACIÓN CON EL MODELO QUAL2K

La **Figura 22** muestra la comparación de los modelos AQUATOX y QUAL2K para la concentración de Oxígeno Disuelto (OD) considerando una simulación con caudales mínimos con periodo de retorno 5 años, al igual que lo realizado por Zurita (2015) en su tesis de pregrado. Ambas simulaciones siguen una tendencia de disminución de las concentraciones de OD hacia aguas abajo del tramo de estudio.

Zurita (2015) al realizar la modelación de un caudal de 82,6 m³/s con el modelo QUAL2K obtuvo una concentración mínima de OD de 8,63 mg/l a los 46,5 km. A la misma distancia e igual caudal de entrada, la concentración mínima de OD (último

segmento del tramo de estudio), el modelo AQUATOX alcanzó una concentración mínima de 8,62 mg/L.

La mayor diferencia en las concentraciones de OD entre los modelos se da en el kilómetro 94, donde la concentración de OD en de AQUATOX en comparación a Zurita (2015) muestran una diferencia de 0,39 mg/L. Siendo el modelo QUAL2K, quien alcanza una menor concentración con 8,74 mg/L.

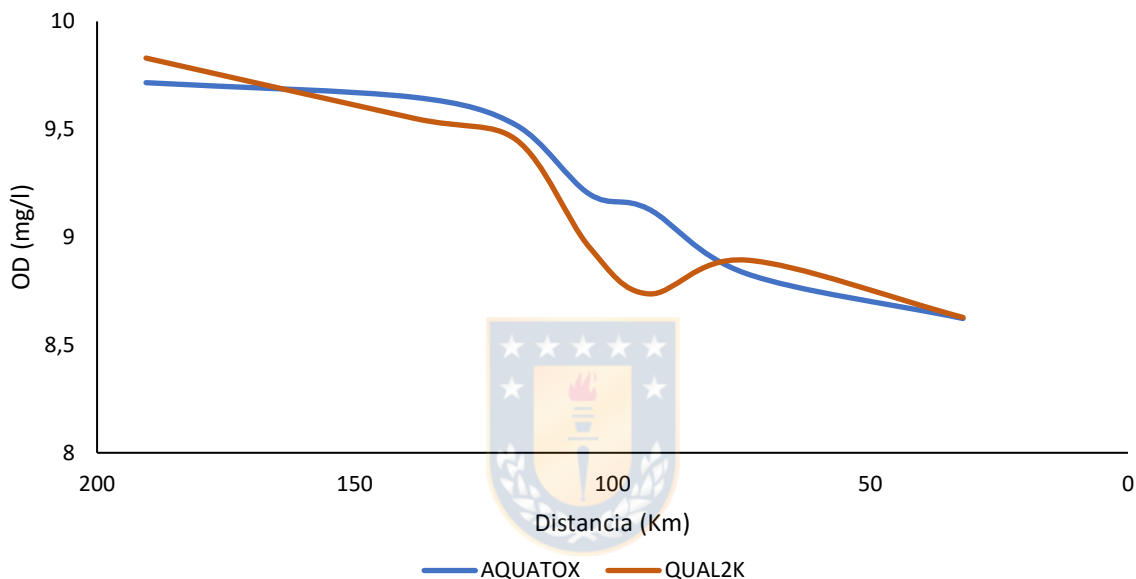


FIGURA 22: COMPARACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE OXÍGENO DISUELTO (OD) SIMULADAS POR LOS MODELOS AQUATOX Y QUAL2K PARA UN CAUDAL MÍNIMO DE RETORNO DE 5 AÑOS PROPUESTO POR ZURITA (2015)

La **Figura 23** muestra la comparación de los modelos AQUATOX y QUAL2K en la concentración de la DBO_5 en la simulación de caudales mínimos para un periodo de retorno de 5 años ($T=5$) propuesto por Zurita (2015) en su tesis de pregrado. Las simulaciones siguen una tendencia similar en sus concentraciones, con un alza en las concentraciones de DBO_5 hacia la mitad del tramo de estudio (aproximadamente entre los kilómetros 118 y 104), para luego sufrir una disminución en las concentraciones de DBO_5 por AQUATOX entre los kilómetros 104 a 74 y

experimentar nuevamente un alza hacia el final del tramo de estudio (Kilometro 32). El modelo QUAL2K, luego alcanzar un aumento en el kilómetro 118 tiene un alza constante hasta el fin del tramo de estudio. (Kilómetro 32).

Zurita (2015) al realizar la modelación de un caudal de 82,6 m³/s con el modelo QUAL2K se obtuvo una concentración máxima de la DBO₅ de 1,49 mg/L a los 46,5 km. Mientras que el modelo AQUATOX alcanza dos peak de la DBO₅ máxima, en los kilómetros 118,75 y 46,5, ambos con una concentración de 1,32 mg/L.



FIGURA 23: COMPARACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO₅) SIMULADAS POR LOS MODELOS AQUATOX Y QUAL2K PARA UN CAUDAL MÍNIMO DE RETORNO DE 5 AÑOS (T=5)

5 CONCLUSIONES

En este trabajo se utilizó el modelo AQUATOX versión 3.2, con el cual se modelaron las variables de OD, DBO y amonio en sentido unidimensional. El actuar del modelo es rápida, posee un asistente para guiar el ingreso de datos necesarios en la configuración de una nueva simulación. Los resultados son entregados de forma gráfica y numérica.

La disponibilidad de datos para satisfacer el modelo fue difícil de obtener, ya que el modelo utiliza una gran cantidad de parámetros que influyen en el momento de realizar una modelación. Muchos de ellos, parámetros que deben ser medidos en terreno. Además, mencionar que el modelo entrega resultados en días y solo se contaba con datos de variables a ingresar de un día en el mes, teniendo que ingresar los datos como constantes para el mes. Al utilizar datos de años pasados también dificultó al momento de obtener la información, ya que, no todas las estaciones de monitoreo tenían registros constantes.

La sensibilidad de los coeficientes utilizados en el modelo, se obtuvo que el coeficiente de reaeración solo presentó sensibilidad hacia la variable de oxígeno disuelto con una sensibilidad de 1,19%. El coeficiente de nitrificación presentó una sensibilidad hacia las concentraciones de oxígeno disuelto y amonio, siendo en esta última donde se obtuvo una mayor sensibilidad con un 10,52%. El coeficiente de O₂biomass presentó sensibilidad solo hacia las concentraciones de DBO, presentando una sensibilidad de 11,2%. Finalmente, el coeficiente de desnitrificación no presentó sensibilidad a las concentraciones modeladas.

En los procesos de calibración y validación del modelo, se obtuvieron valores de indicadores de calidad indicando que las predicciones del modelo son buenas, no alcanzando valores considerados muy buenos. Sin embargo, gráficamente los valores simulados seguían las mismas tendencias que los valores observando, corroborando un buen ajuste en los parámetros.

Entre las posibles causas de no alcanzar valores considerados muy buenos en proceso de calibración y validación, se encuentran el no contar con mayor cantidad

de datos que satisfagan el modelo, teniendo como efecto que la variable de amonio no se pueda ajustar perfectamente al no contar con datos de pH en todos los segmentos modelados; Los pocos puntos de monitoreo y la sensibilidad de las herramientas de mediciones de calidad de agua utilizadas en las estaciones de calidad de agua. El modelo entrega una gran cantidad de decimales en sus valores simulados en cambio los valores observados son presumiblemente aproximados, teniendo como consecuencia que los indicadores de bondad de ajustes muestren errores mayores.

La respuesta del modelo al simular distintos escenarios de disminución de caudales, tanto el caudal de entrada como el de los tributarios, indicaron para el escenario estresor (E8) la concentración más baja alcanzada para el OD es de 8,67 mg/L catalogada como una concentración regular según la NSCA para el río Biobío. Una concentración máxima de 1,31 mg/l para la DBO₅, considerada una concentración muy buena para esa variable. Y para el amonio, la concentración máxima alcanzada fue de 0,037 mg/l considera buena por el MMA.

Los resultados entre escenarios no demostraron diferencias significativas, esto debido a la gran capacidad de reaireación que posee el río Biobío. La variable que más diferencia mostro en cuanto a sus concentraciones fue la de Amonio, alcanzando una variación de un 17,4% entre los escenarios E1 y E8.

Debido a lo anterior se concluye que AQUATOX, es un modelo muy completo que necesita una gran cantidad de datos para llevar a cabo una modelación exitosa. Para este estudio no resultó muy conveniente ya que los años elegidos para la realizar las simulaciones no contaba con una cantidad de datos apropiados para satisfacer completamente al modelo, lo que pudo arrojar errores en los resultados finales. Para utilizar este modelo se recomienda contar con mayor cantidad de datos, con el objetivo que los procesos de calibración y validación tengan una mayor presentación de la realidad, además de incluir variables de sedimentación, ya que el modelo le da una gran relevancia a este ítem. Además de contar con valores medidos en terreno para los principales coeficientes que intervienen en los procesos de simulación podría mejorar la respuesta del modelo en la simulación de distintos

escenarios. En cuanto a las variables de sitio, se recomienda que los segmentos a modelar fueran aumentados en el tramo de estudio con el objetivo de reflejar de mejor manera el escenario real de las descargas puntuales, ya que el modelo no considera las distancias de las fuentes puntuales asumiendo que todas las descargas se realizan al inicio del segmento.



CONTRIBUCIÓN DE ESTA INVESTIGACIÓN AL LOGRO DE LOS OBJETIVO DE DESARROLLO SOSTENIBLE (ODS)

La agenda 2030 sobre el Desarrollo Sostenible fue aprobada en el año 215 por la ONU. La cual cuenta con 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), que incluyen metas para la eliminación de la pobreza, combatir el cambio climático, la educación, la igualdad de la mujer, la defensa del medio ambiente o el diseño de las ciudades.

Este estudio busca realizar una contribución al Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos. Al buscar nuevas herramientas, como el Modelo AQUATOX, que permitan conocer el comportamiento del río Biobío y aportar a las metas de este objetivo. Las siguientes metas son las que se ven involucradas en el estudio de AQUATOX al ser utilizado como modelo de calidad de agua.

- De aquí a 2030, mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento y minimizando la emisión de productos químicos y materiales peligrosos, reduciendo a la mitad el porcentaje de aguas residuales sin tratar y aumentando considerablemente el reciclado y la reutilización sin riesgos a nivel mundial.
- De aquí a 2030, aumentar considerablemente el uso eficiente de los recursos hídricos en todos los sectores y asegurar la sostenibilidad de la extracción y el abastecimiento de agua dulce para hacer frente a la escasez de agua y reducir considerablemente el número de personas que sufren falta de agua.
- De aquí a 2030, implementar la gestión integrada de los recursos hídricos a todos los niveles, incluso mediante la cooperación transfronteriza, según proceda.
- De aquí a 2020, proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbott, B. W., Bishop, K., Zarnetske, J. P., Minaudo, C., Chapin, F. S., Krause, S., Hannah, D. M., Conner, L., Ellison, D., Godsey, S. E., Plont, S., Marçais, J., Kolbe, T., Huebner, A., Frei, R. J., Hampton, T., Gu, S., Buhman, M., Sara Sayedi, S., ... Pinay, G. (2019). Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. *Nature Geoscience*, 12(7), 533–540. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0374>.
- Aguayo, M., Pauchard, A., Azócar, G., & Parra, O. (2009). Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX . *Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje*. 361–374.
- Arman, S., Monfared, H., & Dehghani, M. (2017). Water Quality Planning in Rivers : Assimilative Capacity and Dilution Flow. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 99(5), 531–541. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2182-7>.
- Bharti, N., & Katyal, D. (2011). Water quality indices used for surface water vulnerability assessment. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES*, 2(1), 154–173.
- Bowie. (n.d.). *Bowie 1985 rates WQ model.pdf*.
- Boyd, C. E. (2015). Overview of Water Pollution. In *Water Quality: An Introduction*.
- Burigato Costa, C. M. da S., da Silva Marques, L., Almeida, A. K., Leite, I. R., & de Almeida, I. K. (2019). Applicability of water quality models around the world—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(36), 36141–36162. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06637-2>.
- Cade-Idep. (2004). *Cuenca del rio Biobío*.
- Centro EULA. (2020). Centro EULA-Chile. Evolución y perspectivas a 30 años de su creación. *EULA-Chile*, 363. file:///C:/Users/User/Downloads/fvm939e.pdf.
- Chapra, S. C. (2003). Engineering Water Quality Models and TMDLs. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129(4), 247–256. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2003\)129:4\(247\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2003)129:4(247)).
- Chiang, G., Munkittrick, K. R., McMaster, M. E., Barra, R., & Servos, M. (2014). *Regional Cumulative Effects Monitoring Framework : Gaps and Challenges for the Biobío River Basin in South Central Chile*. 78(2), 109–119.
- Chinyama, A., Ochieng, G. M., Nhapi, I., & Otieno, F. A. O. (2014). *A simple framework for selection of water quality models*. 109–119. <https://doi.org/10.1007/s11157-013-9321-3>.

- DGA. (2004). Diagnóstico y Clasificación de los curso y cuerpos de agua según objetivos de calidad: "Cuenca del Río Biobío." *Ministerio de Obras Públicas*, 3.
- Gredelj, A., Barausse, A., Grechi, L., & Palmeri, L. (2018). Deriving predicted no-effect concentrations (PNECs) for emerging contaminants in the river Po, Italy, using three approaches: Assessment factor, species sensitivity distribution and AQUATOX ecosystem modelling. *Environment International*, 119(April), 66–78. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.06.017>.
- Hamby_1994_A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models.pdf.* (n.d.).
- Henryque, R., Quevedo, R., Benetti, M., Reginato, F., Melo, Q., Henryque, R., & Quevedo, R. (2020). *Surface Water Quality Modeling of a watershed in the north of Rio Grande do Sul*. 6495(9), 306–310.
- Kang, H., & Jang, J. H. (2015). Water quality modeling for the water quality conservation of estuary reservoir in Korea. *Desalination and Water Treatment*, 53(7), 1840–1854. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.860404>.
- Lombardo, A., Franco, A., Pivato, A., & Barausse, A. (2015). Food web modeling of a river ecosystem for risk assessment of down-the-drain chemicals: A case study with AQUATOX. *Science of the Total Environment*, 508, 214–227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.038>.
- Mena-Rivera, L., Vásquez-Bolaños, O., Gómez-Castro, C., Fonseca-Sánchez, A., Rodríguez-Rodríguez, A., & Sánchez-Gutiérrez, R. (2018). Ecosystemic assessment of surface water quality in the Virilla River: Towards sanitation processes in Costa Rica. *Water (Switzerland)*, 10(7), 1–16. <https://doi.org/10.3390/w10070845>.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Liew, M. W. Van, Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). *Me g s q a w s*. 50(3), 885–900.
- 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>.
- Nakamura, C. H., Salla, M. R., Oliveira de Jesus, J. A., & Ribeiro da Silva, G. H. (2019). Calibration of mathematical water quality modeling in a river basin under critical conditions. *Water Environment Research*, 91(12), 1678–1691. <https://doi.org/10.1002/wer.1175>.
- Park, R.A., O'Neill, R. V., Bloomfield, J. A. J., Shugart H.H., B., R.S., Koonce, J.F., Adams, M.S., Clesceri, L.S., Colon, E. M., Dettman, E.H., Goldstein, R.A., Hoopes, J.A., Huff, D.D., K., S., Kitchell, J.F., Kohberger, R.C., LaRow, E.J., McNaught, D. C., Peterson, J.L., Scavia, D., Titus, J.E., Weiler, P.R., Wilkinson, J. W., & Zahorcak, C. S. (1974). *A generalized model for simulating lake ecosystems* *. 152, 33–50.

- Park, Richard A., & Clough, J. S. (2018a). *Aquatox (Release 3.2) Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. Technical documentation, Volume 2*. 2(August), 359.
- Park, Richard A., & Clough, J. S. (2018b). *AQUATOX Release 3.2. Volume 2: Technical Documentation*. 2(August).
- Park, Richard A., Clough, J. S., & Wellman, M. C. (2008). AQUATOX: Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. *Ecological Modelling*, 213(1), 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.01.015>.
- Parra, O., R. Figueroa, C. Valdovinos, E. Habit, M. E. Díaz. 2013. Programa de Monitoreo de la Calidad de Agua del Sistema Río Biobío 1994-2012, Aplicación del Anteproyecto de Norma de la Calidad del Agua del río Biobío. Centro EULA, Chile.
- Pesce, M., Critto, A., Torresan, S., Giubilato, E., Pizzol, L., & Marcomini, A. (2019). Assessing uncertainty of hydrological and ecological parameters originating from the application of an ensemble of ten global-regional climate model projections in a coastal ecosystem of the lagoon of Venice , Italy. *Ecological Engineering*, 133(October 2018), 121–136. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.011>.
- Riquelme, K. (2018). *Evaluación del efecto del cambio climático en los caudales futuros de la cuenca del río duqueco.pdf*. 19–20.
- Rykiel, E. J. (1996). *E ~ OLOGICUI Testing ecological models : the meaning of validation*. 90, 229–244.
- Sadak, D., Ayvaz, M. T., & Elçi, A. (2020a). Allocation of unequally-weighted wastewater discharge loads using a simulation-optimization approach. *Journal of Hydrology*, 589, 125158. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125158>.
- Sadak, D., Ayvaz, M. T., & Elçi, A. (2020b). Allocation of unequally-weighted wastewater discharge loads using a simulation-optimization approach. *Journal of Hydrology*, 589(June), 125158. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125158>.
- Sadiq, R., Haji, S. A., Cool, G., & Rodriguez, M. J. (2010). Using penalty functions to evaluate aggregation models for environmental indices. *Journal of Environmental Management*, 91(3), 706–716. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.09.034>.
- Sánchez-Gutiérrez, R., & Gómez-Castro, C. (2021). Acercamiento a los procesos de modelación de la calidad del agua en una subcuenca. Caso del río Virilla, Costa Rica. *Uniciencia*, 35(1), 71–89. <https://doi.org/10.15359/ru.35-1.5>.
- Sharma, D., & Kansal, A. (2013). Assessment of river quality models: A review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 12(3), 285–311. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9285-8>.

- Şimşek, A., Küçük, K., & Bakan, G. (2019). Applying AQUATOX for the ecological risk assessment coastal of Black Sea at small industries around Samsun, Turkey. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(9), 5229–5236. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02251-4>.
- Stehr, A., Debels, P., & Arumi, J. L. (2008). Modelling hydrological response to climate change: Experiences from two South - Central Chilean watersheds. *American Society of Agricultural and Biological Engineers - Conference on 21st Century Watershed Technology: Improving Water Quality and Environment 2008*, 2080(701), 62–70. <https://doi.org/10.13031/2013.24289>.
- Taniwaki, R. H., Cassiano, C. C., Filoso, S., Frosini, S., Ferraz, D. B., Barbosa, P., Camargo, D., & Antônio, L. (2017). *Science of the Total Environment Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil*. 585, 339–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>.
- UNESCO. (2019). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019. In *Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura*. <http://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2019/>.
- USACE. (2016). *HEC-RAS River Analysis System User 's Manual*. February, 171.
- Valdovinos, C., & Parra, Ó. (2006). *La Cuenca del Río Biobío, Historia natural de un ecosistema de uso múltiple*. 1–25.
- Valeriani, F., Zinnà, L., Vitali, M., Romano Spica, V., & Protano, C. (2015). River water quality assessment: Comparison between old and new indices in a real scenario from Italy. *International Journal of River Basin Management*, 13(3), 325–331. <https://doi.org/10.1080/15715124.2015.1012208>.
- Von Stackelberg, N. O., & Neilson, B. T. (2014). Collaborative Approach to Calibration of a Riverine Water Quality Model. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140(3), 393–405. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000332](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000332).
- Vrebos, D., Beauchard, O., & Meire, P. (2017). Science of the Total Environment The impact of land use and spatial mediated processes on the water quality in a river system. *Science of the Total Environment*, 601–602, 365–373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.217>.
- Wang, Q., Li, S., Jia, P., Qi, C., & Ding, F. (2013). *A Review of Surface Water Quality Models*. 2013.
- Winberg, G. G. 1971. Symbols, Units and Conversion Factors in Studies of Freshwater Productivity. Pages 23. International Biological Programme Central Office, London.
- Yevenes, M. A., Figueroa, R., & Parra, O. (2018). Seasonal drought effects on the

water quality of the Biobío River, Central Chile. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(14), 13844–13856. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1415-6>.

Zhang, L., Shen, L., Qin, S., Cui, J., & Liu, Y. (2020). Quinolones antibiotics in the Baiyangdian Lake, China: Occurrence, distribution, predicted no-effect concentrations (PNECs) and ecological risks by three methods. *Environmental Pollution*, 256, 113458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113458>.

Zurita, A. (2015). *Estimación de la Capacidad de Carga para Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) en el Río Biobío . Estimación de la Capacidad de Carga para Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) en el Río Biobío . 1–122.*

