



Universidad de Concepción
Facultad de Ciencias Ambientales
Ingeniería Ambiental



“Modelación de la calidad del agua en una subcuenca del río Biobío como una herramienta para un plan de descontaminación”

Habilitación presentada para optar a título de:

Ingeniero Ambiental

Diego Guillermo Huanquiao Millapinda

Profesora Guía: Dra. Alejandra Patricia Stehr Gesche

Profesora Co-guía: Dra. Ana Carolina Baeza Freer

Concepción (Chile), julio 2023



“MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN UNA SUBCUENCA DEL RÍO BIOBÍO COMO UNA HERRAMIENTA PARA UN PLAN DE DESCONTAMINACIÓN”

Profesor Guía: Dra. Alejandra Stehr Gesche

Profesor Co-Guía: Dra. Carolina Baeza Freer

Profesor Comisión: Dr. Mauricio Aguayo Arias

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, julio 2023



TESIS FINANCIADA MEDIANTE PROYECTO NSFC N°190002

“MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN UNA SUBCUENCA DEL RÍO BÍOBIO
COMO UNA HERRAMIENTA PARA UN PLAN DE DESCONTAMINACIÓN”

INVESTIGADORA RESPONSABLE DRA. ALEJANDRA STEHR GESCHE

AGRADECIMIENTOS

A mi familia quienes siempre, y desde el primer momento en la universidad, depositaron su apoyo en mí dándome ese aliento que a veces, era demasiado necesario y aunque no estuvieran al lado mío, los sentía muy cercanos.

A mis amigos, con los que nunca me faltaron las risas, o escuchar mis alegatos, o salir a andar en bicicleta un rato para despejar la mente, o cosas pequeñas como juntarnos a comer completos, en general compartir esos momentos que siempre serán parte de mi historia.

A los docentes que me acompañaron en este último escalón, brindándome sus conocimientos los cuales fueron muy útiles y a veces, conversar con ellos de cualquier cosa menos de la universidad también te enseñaban.

Y por último, a ese yo interior que de vez en cuando me daba las fuerzas cuando ya sentía que no las tenía, “No es mejor el que no cae, sino el que cae y puede volver a levantarse”.

ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE TABLAS.....	iii
ÍNDICA DE FIGURAS.....	v
1.- MARCO TEORICO	1
1.1.- Efecto de la contaminación difusa en la calidad de agua.....	1
1.2. - Contexto mundial del recurso hídrico.....	3
1.2.1.- Disponibilidad de agua.....	3
1.2.2.- Calidad de agua.....	6
1.2.3.- Agricultura: Incidencia en la calidad del agua.....	7
1.3.- Efecto de la agricultura en la disponibilidad y calidad de agua en Chile	9
1.3.1.- Disponibilidad hídrica.....	9
1.3.2.- Calidad de agua en Chile	12
1.3.3.- Efecto de la agricultura en la calidad del agua	13
1.4.- Cuenca río Biobío: Caracterización y calidad del agua.....	15
1.5.- Modelación hidrológica	18
1.5.1.- Modelo hidrológico SWAT	22
1.5.2.- Modelo SWAT y su aplicabilidad para modelación de calidad de agua....	28
2.- PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN.....	30
3.- OBJETIVOS	30
3.1.- Objetivo General.....	30
3.2.- Objetivos específicos.....	30
4.- METODOLOGÍA.....	31
4.1.- Área de estudio.....	31
4.1.1 - Antecedentes climáticos.....	33
4.1.2 – Antecedentes hidrológicos	35
4.2.- Modelo SWAT	36
4.2.1.- Datos de entrada.....	36
4.2.2.- Análisis de incertidumbre, calibración y validación del modelo SWAT. ..	37
4.2.3.- Evaluación de desempeño para modelación de caudales y nutrientes....	42
4.3.- Calculo de contaminantes por fuentes puntuales y difusas	44
4.4.- Modelación de nutrientes mediante cambio de usos de suelo	46

5.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	48
5.1.- Modelo SWAT	48
5.2.- Calibración y validación del modelo SWAT	54
5.2.1.- Caudales Mensuales	54
5.2.2.- Caudales diarios	60
5.2.3.- Nutrientes	67
5.3.- Cuantificación de nutrientes y aporte por fuentes contaminantes	74
5.4.- Cuantificación de nutrientes mediante cambio de uso de suelo.	80
6.- CONCLUSIONES	87
7.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N°1.	Disponibilidad de agua por habitante y por región en Chile.	9
Tabla N°2.	Antecedentes de calidad de agua y parámetros representativos por zona en Chile.	12
Tabla N°3.	Consumo de fertilizante utilizado por tipo de cultivo en Chile para periodos de 2006 – 2008, 2010 - 2011 y 2014 – 2015.....	14
Tabla N°4.	Niveles de calidad de nutrientes contaminantes de interés en área de vigilancia Duqueco (DU-10).	18
Tabla N°5.	Desempeño de modelo SWAT respecto a otros modelos hidrológicos para modelar caudales y nutrientes.	29
Tabla N°6.	Estaciones fluviométricas, meteorológicas y de calidad de aguas vigentes, ubicadas en la cuenca río Duqueco.	31
Tabla N°7.	Datos de entrada al modelo SWAT.....	36
Tabla N°8.	Parámetros SWAT utilizados para calibración de caudales mensuales y diarios en la cuenca río Duqueco.....	39
Tabla N°9.	Datos mensuales registrados de nutrientes registrados en la cuenca río Duqueco, en el periodo 2004 – 2019.	40
Tabla N°10.	Parámetros SWAT utilizados para calibración de nutrientes en la cuenca río Duqueco.	41
Tabla N°11.	Clasificaciones de rendimiento general para las estadísticas recomendadas para un período de tiempo mensual.....	44
Tabla N°12.	Fuentes puntuales en la cuenca río Duqueco.....	45
Tabla N°13.	Usos de suelo presentes en la cuenca asociados a la base de datos SWAT.	50
Tabla N°14.	Características de tipos de suelo presentes en la cuenca río Duqueco.	52
Tabla N°15.	Valores de indicadores de bondad de ajuste para periodos de calibración y validación, de caudales medios mensuales.	59
Tabla N°16.	Valor optimizado de parámetros utilizados para calibración de caudales medios mensuales, para las estaciones fluviométricas.	60
Tabla N°17.	Valores de indicadores de bondad de ajuste para periodos de calibración y validación, de caudales medios diarios.	65
Tabla N°18.	Valor optimizado de parámetros utilizados para calibración de caudales medios diarios, para las estaciones fluviométricas.....	66
Tabla N°19.	Valores de indicadores de bondad de ajuste para periodo de calibración y validación, de nutrientes.	72
Tabla N°20.	Valor optimizado de parámetros utilizados para calibración de nitrógenos totales para la estación DU10.	73
Tabla N°21.	Valor optimizado de parámetros utilizados para calibración de fósforos totales para la estación DU10.	74

Tabla N°22.	Aporte de nitrógeno total a la cuenca río Duqueco, por tipo de fuente.....	78
Tabla N°23.	Aporte de fósforo total en la cuenca río Duqueco, por tipo de fuente.....	79
Tabla N°24.	Usos de suelo presentes en la cuenca río Duqueco, por escenario.....	80
Tabla N°25.	Análisis estadístico de nutrientes por escenario.	86

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N°1. Recursos de agua dulce renovable per cápita desglosados por región, para años 1997, 2007 y 2017.	4
Figura N°2. Evolución del número de habitantes en el mundo y de la disponibilidad media de agua.	5
Figura N°3. Extracciones mundiales de agua por sectores.	6
Figura N°4. Tendencia en el uso de fertilizantes minerales.	8
Figura N°5. Distribución de demanda consuntiva por sector en Chile año 2015.	10
Figura N°6. Demanda de agua por principales actividades consuntivas distribuida por región, año 2015.	11
Figura N°7. Cuenca río Biobío.	15
Figura N°8. Demanda de agua por sector en la cuenca del río Biobío.	16
Figura N°9. Tendencias de nutrientes en la cuenca río Biobío.	17
Figura N°10. Clasificación del modelo hidrológico.	19
Figura N°11. Tipos de modelo según agregación.	20
Figura N°12. Descripción general del ciclo hidrológico modelo SWAT (editado por Neitsch et al., 2012). 23	
Figura N°13. División del Nitrógeno en SWAT.	26
Figura N°14. División del Fósforo en SWAT.	27
Figura N°15. Cuenca río Duqueco.	32
Figura N°16. Climograma estación Los Ángeles.	33
Figura N°17. Isoyetas e Isotermas para la cuenca río Duqueco.	34
Figura N°18. Hidrograma estaciones río Duqueco en Villucura y río Duqueco en Cerrillos para el periodo 1990 – 2020.	35
Figura N°19. Ubicación de fuentes puntuales en la cuenca río Duqueco.	46
Figura N°20. Elevaciones cuenca río Duqueco.	48
Figura N°21. Usos de suelo cuenca río Duqueco.	49
Figura N°22. Tipos de suelo cuenca río Duqueco.	51
Figura N°23. Subcuencas y centroides de la cuenca río Duqueco.	53
Figura N°24. Sensibilidad por parámetro en la simulación de caudal mensual, correspondientes para la estación A) Villucura y B) Cerrillos.	55
Figura N°25. Caudales medios mensuales para periodo de calibración en la estación río Duqueco en Villucura.	56
Figura N°26. Caudales medios mensuales para periodo de calibración en la estación río Duqueco en Cerrillos.	57
Figura N°27. Caudales medios mensuales para periodo de validación en la estación río Duqueco en Villucura.	58

Figura N°28. Caudales medios mensuales para periodo de validación en la estación río Duqueco en Cerrillos.	58
Figura N°29. Sensibilidad por parámetro en la simulación de caudales diarios, correspondientes para la estación A) Villucura y B) Cerrillos.	61
Figura N°30. Caudales medios diarios para periodo de calibración en la estación río Duqueco en Villucura.....	62
Figura N°31. Caudales medios diarios para periodo de calibración en la estación río Duqueco en Cerrillos.	63
Figura N°32. Caudales medios diarios para periodo de validación en la estación río Duqueco en Villucura.....	64
Figura N°33. Caudales medios diarios para periodo de validación en la estación río Duqueco en Cerrillos.	64
Figura N°34. Sensibilidad por parámetro en la simulación de nutrientes, de la estación DU10 para A) Nitrógeno total y B) Fósforo total.....	67
Figura N°35. Nitrógenos totales para periodo de calibración en la estación DU10.	68
Figura N°36. Fósforos totales para periodo de calibración en la estación DU10.....	69
Figura N°37. Nitrógenos totales para periodo de validación en la estación DU10.....	70
Figura N°38. Fósforos totales para periodo de validación en la estación DU10.....	70
Figura N°39. Carga de nitrógenos totales por año y carga media anual en la cuenca río Duqueco.	75
Figura N°40. Carga de fósforo total por año y carga media anual en la cuenca río Duqueco.	75
Figura N°41. Carga de nitrógeno total por estación en la cuenca río Duqueco.	76
Figura N°42. Carga de fósforo total por estación en la cuenca río Duqueco.	77
Figura N°43. Escenarios de cambio de uso de suelo en la cuenca Duqueco.	81
Figura N°44. Variación de carga de nitrógenos totales medios anuales por escenario.	82
Figura N°45. Variación de carga de fósforos totales medios anuales por escenario.....	83

Resumen

En las últimas décadas se ha registrado un incremento demográfico y desarrollo industrial, lo que ha ocasionado una fuerte presión en las fuentes de agua dulce, disminuyendo en ~20% la disponibilidad hídrica anual por persona, y alterando las condiciones físicas, químicas y biológicas de los diversos cuerpos de agua. Por parte de la industria agrícola, influye fuertemente en la disponibilidad hídrica por la gran extracción de agua que requiere, y en la calidad del agua por el uso de agroquímicos y la liberación de contaminantes, principalmente por fuentes difusas, causando el aumento de eutrofización y decadencia en los hábitats de fauna acuática.

Se utilizó el modelo hidrológico SWAT (Soil and water assesment tools) para la modelación de caudales y nutrientes para el periodo de 2003 – 2019 en la cuenca del río Duqueco, una de las principales subcuencas de la cuenca río Biobío, el cual posee mayormente plantaciones forestales (41,14%), bosque nativo (29,50%) y terreno agrícola (21,35%), y sus niveles de calidad están determinados por la norma secundaria de la región del Biobío (DS N°9/2015). Además, se modeló un escenario con reemplazo total de terreno agrícola por bosque nativo y otro escenario con reemplazo de 50% de plantación forestal por bosque nativo, para la estimación de cargas medias anuales de nitrógeno y fósforo total.

El modelo logró predecir bien los caudales, de buena forma nitrógeno total y aceptabilidad regular fósforo total, por lo que se pudo cuantificar los nutrientes y diferenciar el aporte por fuentes puntuales y difusas, determinando un aporte dominante en la cuenca por fuentes difusas, con carga media anual de 92,4% de nitrógeno total y 84,7% de fósforo total.

Además, se determinó que el reemplazo total de terreno agrícola por bosque nativo reduce la carga media anual en -14,56 [ton/año] y aumenta la carga media anual de fósforo total en +2,78 [ton/año]. Y un escenario con reemplazo de 50% de plantaciones forestal por bosque nativo disminuye la carga media de nitrógeno total en -4,55 [ton/año], y aumentan las de fósforo total en +4,47 [ton/año], lo que indica que disminuir la superficie de terreno agrícola o forestal en la cuenca Duqueco presentaría una posible tendencia de disminución de nitrógeno total.

1.- MARCO TEORICO

1.1.- Efecto de la contaminación difusa en la calidad de agua.

Los contaminantes pueden ingresar a los cuerpos de agua principalmente por dos vías:

A) Contaminación puntual

La contaminación puntual corresponde a puntos específicos de descarga de contaminantes, fácilmente identificables y tratables, y la principal causa es de carácter antropogénico por ser vertidos mediante tuberías o cañerías a los cuerpos de aguas superficiales, destacando eliminación inadecuada de desechos y aguas residuales, vertederos no controlados, aplicación excesiva de agroquímicos, diversos tipos de derrames, entre otros. (Rodríguez-Eugenio, N. et al., 2019)

B) Contaminación difusa

La contaminación de fuentes difusas se define como "*Fuentes de contaminación que están dispersas y no tienen un único punto de origen o que no acceden a un curso receptor desde un desagüe concreto. Los contaminantes suelen ser arrastrados de la tierra por la escorrentía del agua de lluvia. Son fuentes no localizadas de contaminación destacadas la agricultura, las zonas urbanas y la minería*" (FAO, 2009). Las fuentes difusas se distribuyen en un área geográfica amplia, y su origen se puede clasificar en dos tipos (FAO, 2021):

1.- Propagación no intencionada: Sustancias químicas o partículas contaminadas emitidas desde un punto fijo, por ejemplo, las emisiones atmosféricas desde una industria depositadas en el suelo o cuerpo de agua, o lixiviación de químicos del suelo a las aguas subterráneas.

2.- Propagación intencionada: Los contaminantes son introducidos en el medio ambiente de forma deliberada, por ejemplo, aguas residuales no tratadas, la aplicación de lodos de depuradora a la tierra o el uso agrícola de agroquímicos con lenta degradación.

En la agricultura, la contaminación difusa del agua es causada principalmente por fertilizantes, plaguicidas, sales, sedimentos, carbono orgánico, patógenos, metales pesados y residuos de medicamentos (FAO, 2020).

De acuerdo con Novotny (1994), la contaminación por nutrientes ocurre en dos fases. La primera es cuando las partículas del suelo absorben y retienen los nutrientes, y la segunda fase es cuando los nutrientes retenidos son transportados hasta los cuerpos de agua por escorrentía o a través de los poros del suelo. Los principales efectos en el agua por contaminación proveniente de la agricultura son la deposición excesiva de sedimentos sobre desove de peces en aguas poco turbulentas y la aceleración de la eutrofización.

Este trabajo se enfoca principalmente en la contaminación difusa debido a la actividad agrícola.

1.2. - Contexto mundial del recurso hídrico

1.2.1.- Disponibilidad de agua

A nivel global, la distribución y disponibilidad de agua dulce es escasa, ya que el 97% del agua total del mundo se encuentra en estado salino en los océanos; el 2% en cuerpos de agua congelados principalmente en glaciares o casquetes polares, y del 1% restante la mayoría se encuentra en zonas subterráneas, disponiendo de una minúscula parte apta para el consumo humano y ecosistemas (FAO, 1993).

Según la FAO (2020) en los últimos dos decenios la demanda de agua dulce mundial ha repercutido drásticamente en la disponibilidad hídrica, llegando a disminuir en más de un 20% la cantidad disponible de agua dulce anual por persona debido al desbalance entre suministro de agua dulce y la demanda por el aumento demográfico y desarrollo socioeconómico por los sectores industriales, energía y servicios.

Falkenmark y Widstrand (1992) afirman que cuando el suministro de agua per cápita de un país es de 1.700 m³ es capaz de satisfacer la demanda, cuando las cifras son inferiores a 1.000 m³ per cápita se considera la población en escasez crónica de agua, y cuando el valor es menor a 500 m³ se cataloga a la población en escasez extrema de agua.

La figura 1 muestra el descenso hídrico por región entre el periodo de 1997 - 2017, mostrando cifras más alarmantes en África septentrional y Asia occidental; y Asia meridional con disponibilidad de volumen medio de agua anual por persona de <1.000 m³ y 2.000 m³ aprox., respectivamente. Sin embargo, la disminución de agua per cápita en un país no suele considerarse de forma equitativa por factores locales como la distribución poblacional o extracción de agua por sectores económicos.

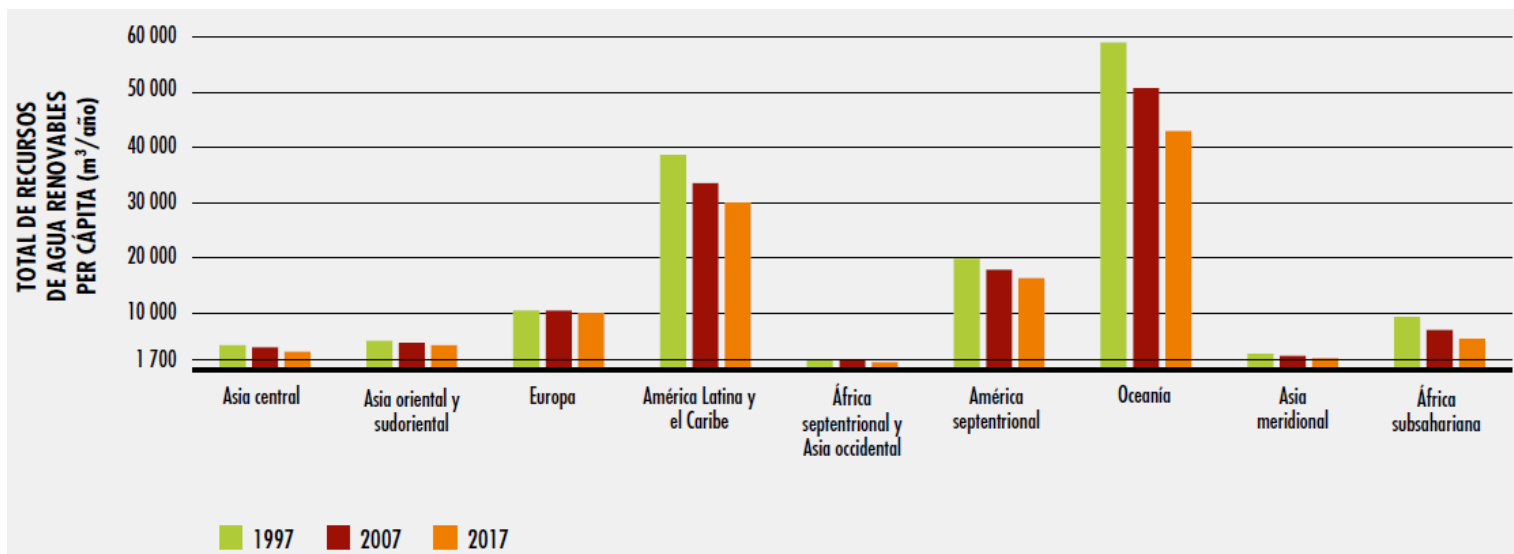


Figura N°1. Recursos de agua dulce renovable per cápita desglosados por región, para años 1997, 2007 y 2017.

Fuente: FAO (2020) y UNDESA (2019).

- **Factor antropogénico**

El uso de agua dulce para el bienestar humano y desarrollo industrial también es un factor con repercusiones en la disponibilidad hídrica cuando se produce un desbalance entre la cantidad suministro y demanda de agua. La figura 2 indica que hasta el año 2020 se registraron ~7.800 millones de habitantes, donde el agua renovable disponible fue inferior a 2.000 m³/año por persona, considerado internacionalmente como el valor de umbral para el desarrollo sostenible (Valdés-Pineda et al., 2014). Hasta el año 2050 se estima la disminución de disponibilidad hídrica considerando el aumento demográfico alcanzando ~9.700 millones de habitantes, y tendencia a disminuir la cantidad de agua renovable disponible (UNDESA, 2019).

Prats-Rico (2016) considera el agua renovable disponible como la cantidad de agua dulce que excluye el caudal de grandes ríos y escorrentías de ramblas que desembocan en el mar, los recursos en zonas no habitadas, entre otros.

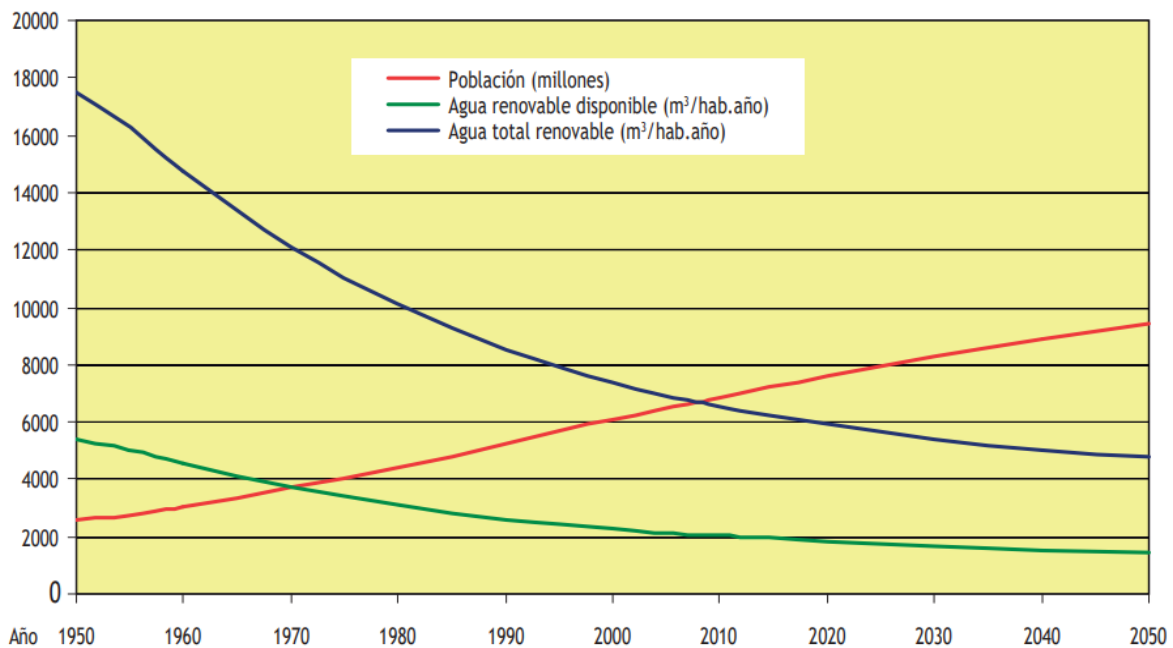


Figura N°2. Evolución del número de habitantes en el mundo y de la disponibilidad media de agua.

Fuente: Prats-Rico (2016).

En el caso de la industria, desde el año 1900 hasta 2017, se ha registrado un fuerte incremento de extracción de agua a nivel mundial, con el mayor consumo en los últimos años (figura 3). La FAO (2020) catalogó por sector la extracción de agua, en donde la agricultura (agrícola, riego, ganadería y acuicultura) presenta la mayor extracción de agua dulce, con cifras de más del 70%, seguido por el sector Industrial (usos industriales como enfriamiento, excluyendo energía hidroeléctrica) y sector municipal (red de abastecimiento de aguas para consumo humano).

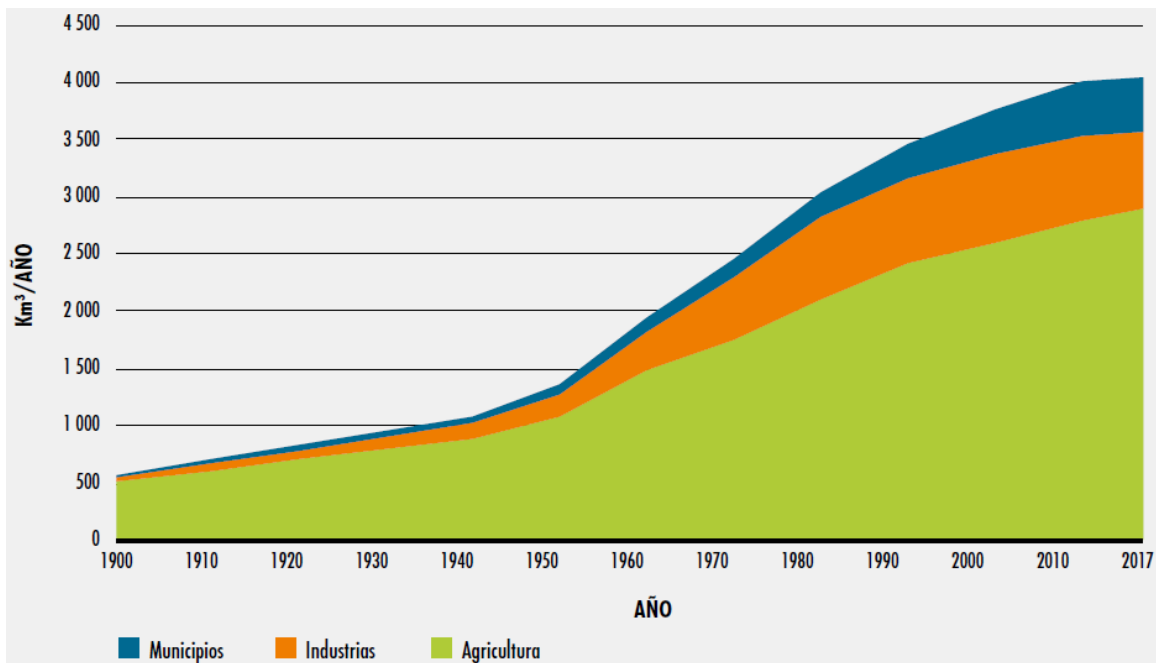


Figura N°3. Extracciones mundiales de agua por sectores.

Fuente: FAO (2020).

1.2.2.- Calidad de agua

Mediante un modelo de escasez hídrica a escala mundial, desarrollado por Van Vliet. Et al. (2021), indica que la calidad de agua debido al incremento poblacional influye en la escasez de agua, aumentando de un 30% a 40% en el periodo de 2000 – 2010. Las regiones más afectadas por esta problemática incluyen América (tanto el norte como el sur) y África, más gravemente en el sur y este de Asia, específicamente en países como India y China, Oriente medio, sur de Europa y México. Estas áreas se caracterizan por enfrentar desafíos significativos en cuanto a la calidad del agua, como la presencia de altos niveles de contaminación orgánica, temperatura del agua, salinidad, así como concentraciones elevadas de nitrógeno y fósforo total.

1.2.3.- Agricultura: Incidencia en la calidad del agua

La calidad del agua, según Chang (2009) se define como “*aquellos atributos que presenta el agua, de manera tal, que reúna criterios de aceptabilidad para diversos usos*”. Los criterios generalmente son representados por parámetros o niveles de calidad establecidos de acuerdo con cada zona para las condiciones físicas, químicas y biológicas del agua.

La agricultura es una actividad económica que, desde tiempos remotos hasta la actualidad, se ha desarrollado para el bienestar humano mediante la producción de alimentos, utilizando diversos métodos, instrumentos y equipos de tratamiento para producción. Según la FAO (2020), actualmente la industria agrícola se categoriza por dos principales tipos de agricultura:

- Agricultura de secano: Tipo de riego mediante precipitaciones.
- Agricultura de regadío: Tipo de riego mediante extracción de agua superficial.

Las repercusiones por contaminación en las aguas superficiales y subterráneas se deben a la gran cantidad de agroquímicos utilizados en la agricultura. Estos compuestos, que incluyen bases nitrogenadas, sulfatos, amoniacos y fosforados, se acumulan en la tierra y debido a la saturación son transportados a través de los poros del suelo y la escorrentía hacia los cuerpos de agua. Esta liberación de nutrientes contaminantes altera la calidad del agua y tiene efectos perjudiciales para la salud humana, así como impactos negativos en los ecosistemas.

Uno de los efectos más destacados es el aumento de la floración de algas nocivas, causada por la eutrofización, la cual se ve favorecida por el enriquecimiento de nitrógeno y fósforo en las aguas superficiales y marinas (Whiters et al., 2014). Esta proliferación de algas provoca la pérdida de biodiversidad al alterar las cadenas alimentarias y reducir los niveles de oxígeno debido al crecimiento de malezas acuáticas y la producción de fitoplancton (Smith et al., 2003; Tilman, 1999).

De acuerdo con la UNESCO (2019), las cargas de nutrientes provenientes de la agricultura continúan siendo una de las formas más frecuentes de contaminación del agua. Esto resalta

la necesidad de abordar de manera efectiva este problema para proteger nuestros recursos hídricos y preservar la salud de los ecosistemas y las personas.

La figura 4 muestra el uso de fertilizantes en las últimas décadas por región, registrando un incremento considerable hasta el año 2001.

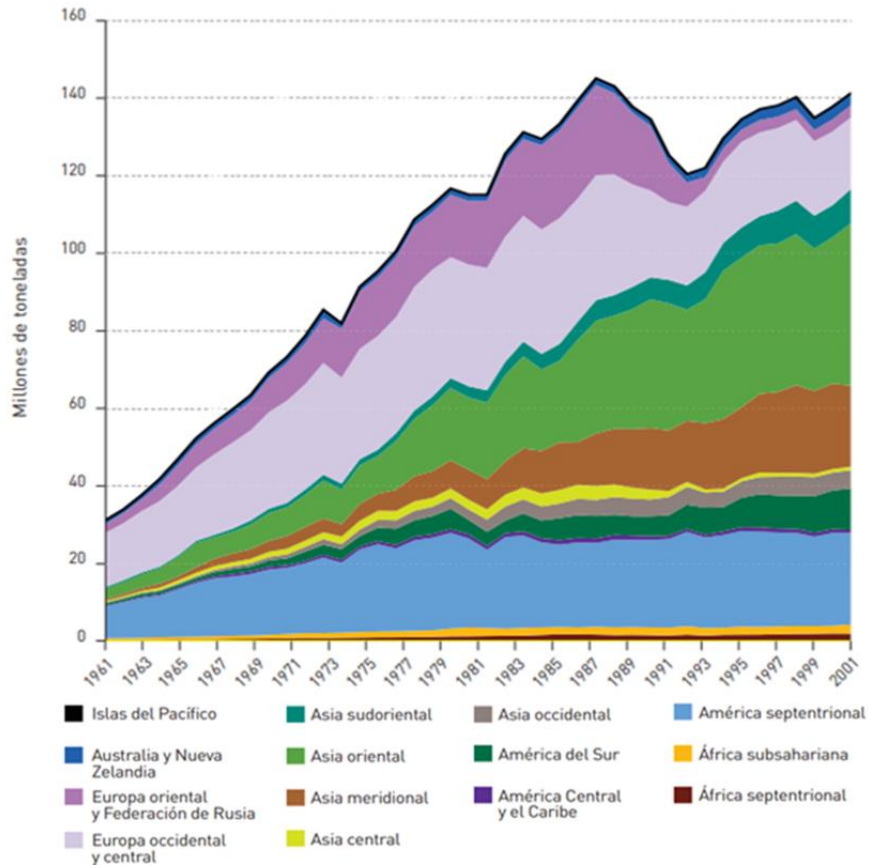


Figura N°4. Tendencia en el uso de fertilizantes minerales.

Fuente: Dubois (2011).

La sobreexplotación de los recursos hídricos en diferentes sectores conlleva a una creciente escasez de agua, generada principalmente por la demanda excesiva. Sin embargo, además de la cantidad, la calidad del agua se ve afectada por el retorno de flujos contaminados, lo cual agrava aún más la situación. La presencia de contaminantes en las aguas residuales depende en gran medida de la eficacia y la capacidad de los sistemas de tratamiento utilizados (Van Vliet. Et al., 2021).

1.3.- Efecto de la agricultura en la disponibilidad y calidad de agua en Chile

1.3.1.- Disponibilidad hídrica

La tabla 1 indica la disponibilidad hídrica anual per cápita por región calculada por el Banco mundial (2011), donde la media anual per cápita en Chile de 53.953 m³/Hab*año, superando la media mundial de 6.600 m³/Hab*año. Sin embargo, a pesar de la alta disponibilidad media de agua dulce, esta no se distribuye de manera equitativa a lo largo del territorio nacional.

Tabla N°1. Disponibilidad de agua por habitante y por región en Chile.

Región	m³/Hab/año
I y XV	854
II	52
III	208
IV	1.020
V	801
RM	525
VI	6.829
VII	23.978
VIII	21.556
IX	49.273
X y XIV	136.207
XI	2.993.535
XII	1.959.036
Media	53.953

Fuente: Elaboración propia en base a Banco mundial (2011)

En la figura 5 se aprecia la demanda de agua por actividad consuntiva registrado en el año 2015 en Chile, donde se observa como principales fuentes de extracción los sectores: Agropecuario (73%), Agua potable para sector urbano y rural (12%) e Industrial (7%), con equivalencia del recurso de 7.961.305 Mm³/año, 1.290.893 Mm³/año y 730.853 Mm³/año, respectivamente (DGA, 2017).

Como se observa en la figura 6, la actividad agropecuaria y minera se concentra mayormente en las regiones de la zona norte. En la zona central predominan la actividad agropecuaria y servicios de agua potable, abasteciendo a las tres regiones (V, RM y VIII) con más población del país según el CENSO (2017), Mientras que en la zona sur y austral predominan las actividades de agua potable y sector industrial.

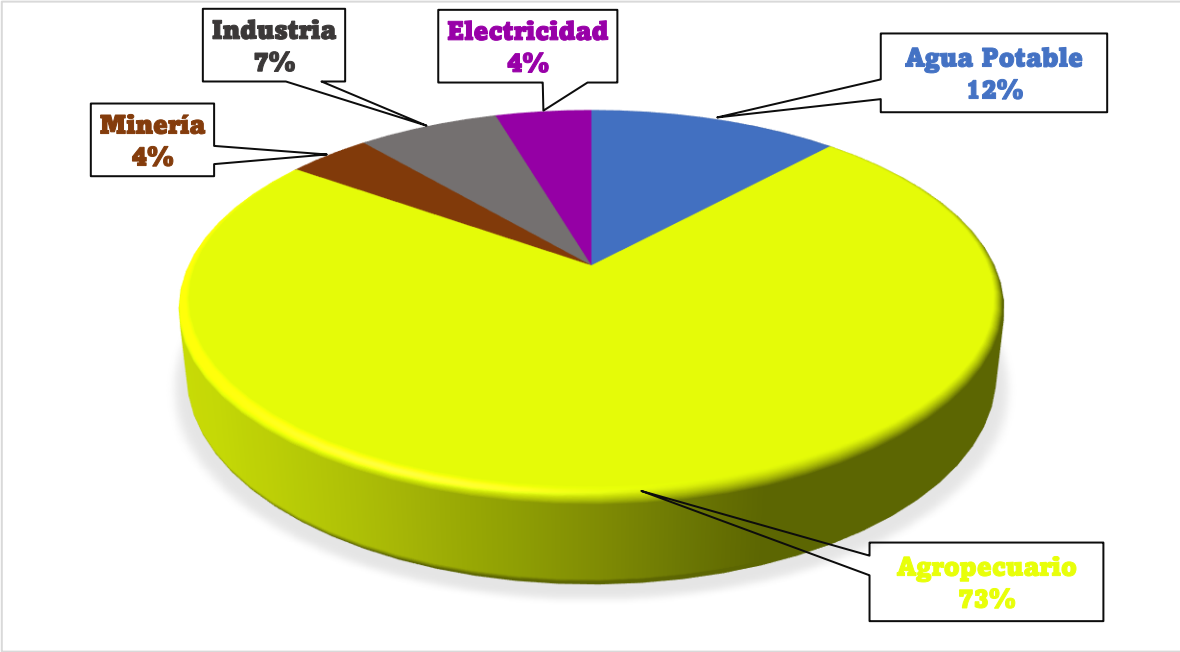


Figura N°5. Distribución de demanda consuntiva por sector en Chile año 2015.
Fuente: DGA, (2017).

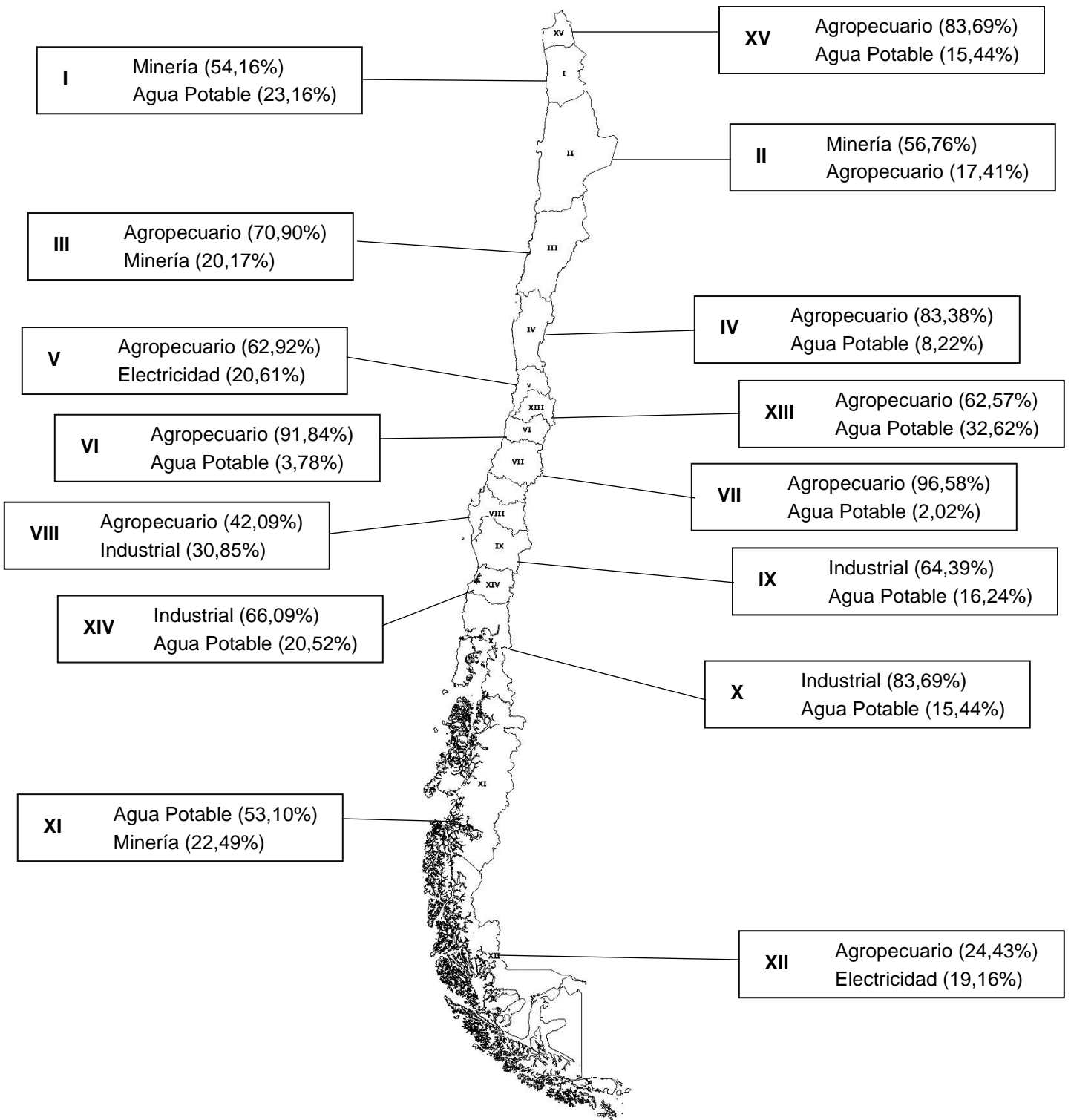


Figura N°6. Demanda de agua por principales actividades consuntivas distribuida por región, año 2015.

Fuente: Elaboración propia en base a DGA, (2017).

1.3.2.- Calidad de agua en Chile

Según la DGA (2022), se destaca el avance de los sistemas de tratamiento de aguas servidas y residuos líquidos industriales (RILs), donde se registró en el año 1990 el tratamiento de aguas servidas en sectores concesionados ~10%, mientras que para el año 2016 alcanzó el 99,8%, sin embargo, aún se detectan problemas de calidad de aguas por zona, donde también se destacan los parámetros de calidad de agua superficial en el periodo de 2006 – 2016 en la tabla 2.

Tabla N°2. Antecedentes de calidad de agua y parámetros representativos por zona en Chile.

Zona	Calidad de agua	Parámetros (2006 – 2016)
Norte	Se detectan elevadas concentraciones de sales, metales y metaloides, provenientes tanto de fuentes naturales (principalmente de origen geológico), como de fuentes antrópicas.	Arsénico, Cobre, Cadmio, Plomo, Cobalto, Mercurio, Molibdeno, Fluoruro.
Centro	Se observa una disminución de concentración de metales, y un incremento de nutrientes, por contaminación difusa proveniente principalmente de la agricultura. Además, se presentan problemas de arsénico en la región de Valparaíso y DQO en la región Metropolitana.	Arsénico, Cobre, Mercurio, Molibdeno, Cadmio, Selenio, Níquel, Cobalto, Nitritos, Nitratos.
Sur	En general, bajas concentraciones de sales disueltas y condiciones tendientes a la oligotrofia. Hacia el extremo sur (Chiloé), regiones de Aysén y Magallanes se presenta buena calidad de agua. Mientras que en la zona austral presenta calidad de agua excepcional.	Mercurio, Níquel, Cobre.

Fuente: Elaboración propia en base a DGA (2022) y Escenarios Hídricos (2018).

1.3.3.- Efecto de la agricultura en la calidad del agua

De acuerdo con González (2019), en la agricultura el uso de fertilizantes ha logrado producir un mayor rendimiento en los cultivos, sin embargo, por su uso excesivo son altamente contaminantes en el suelo por alteración de pH, deterioro de estructura del suelo y microfauna, y en las aguas superficiales y subterráneas por lixiviación, y el impacto ambiental por fertilizantes nitrogenados son la eutrofización, acidificación y toxicidad, y por parte de los fertilizantes fosforados es la aceleración de la eutrofización en los cuerpos de agua y floración de cianobacterias.

En la tabla 3, se presenta la información de uso de fertilizantes por cultivo en Chile recopilada en los informes de “Evaluación del uso de fertilizantes por cultivo a nivel mundial” de los años 2009, 2013 y 2017 por la Asociación Internacional de la Industria de Fertilizantes (IFA), entre los años 2006 – 2008, 2010 – 2011 y 2014 – 2015. Entre los fertilizantes utilizados en Chile se identifican los Nitrogenos, Ácido fosfórico (P_2O_5) y Potasio soluble en agua (K_2O), con principal aplicación entre 2014 – 2015, en cultivos de cereales (32,5%), pastizales (22,6%) y frutales (18,6%), equivalentes a 138 Kton, 96 Kton y 79 Kton, respectivamente.

A pesar de la incidencia que pueden tener los fertilizantes en la calidad del agua, entre el periodo de 2006 a 2015 se presenta una disminución de aplicación de 522 a 425 Kton de fertilizantes, específicamente Nitrógenos y Ácido fosfórico, mientras que aumentó en ligeramente la cantidad el Potasio soluble en agua.

Tabla N°3. Consumo de fertilizante utilizado por tipo de cultivo en Chile para periodos de 2006 – 2008, 2010 - 2011 y 2014 – 2015.

Cultivo	Periodo	kton	% de participación	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
				Kilotonelada métrica (kton)		
Cereales	2006 - 2008	172	32,95%	101	54	17
	2010 - 2011	168	33,94%	106	44	18
	2014 - 2015	138	32,47%	77	43	18
Oleaginosas	2006 - 2008	3	0,57%	2	1	0
	2010 - 2011	4	0,81%	2	1	1
	2014 - 2015	4	0,94%	2	1	1
Fibra	2006 - 2008	-	-	-	-	-
	2010 - 2011	1	0,20%	1	0	0
	2014 - 2015	0	0,00%	0	0	0
Azúcar	2006 - 2008	11	2,11%	4	2	5
	2010 - 2011	9	1,82%	3	2	4
	2014 - 2015	10	2,35%	3	2	5
Raíces y tubérculos	2006 - 2008	-	-	-	-	-
	2010 - 2011	25	5,05%	8	9	8
	2014 - 2015	24	5,65%	6	9	9
Frutales	2006 - 2008	111	21,26%	54	16	41
	2010 - 2011	90	18,18%	46	10	34
	2014 - 2015	79	18,59%	33	10	36
Hortalizas	2006 - 2008	-	-	-	-	-
	2010 - 2011	21	4,24%	9	4	8
	2014 - 2015	19	4,47%	7	4	8
Pastizales	2006 - 2008	-	-	-	-	-
	2010 - 2011	-	-	-	-	-
	2014 - 2015	96	22,59%	39	42	15
Residuos (Incluyen especies no agrícolas)	2006 - 2008	225	43,10%	107	90	28
	2010 - 2011	177	35,76%	94	62	21
	2014 - 2015	55	12,94%	29	19	7
Total	2006 - 2008	522	100%	268	163	91
	2010 - 2011	495	100%	269	132	94
	2014 - 2015	425	100%	196	130	99

Fuente: IFA (2009, 2013 y 2017)

1.4.- Cuenca río Biobío: Caracterización y calidad del agua.

La figura 7 muestra la cuenca hidrográfica del río Bio-Bio, la cual se divide entre la región del Biobío y la región de la Araucanía, siendo la tercera más grande del país, después de la cuenca río Loa y río Baker. Su extensión es entre las latitudes 36° y 39°, posee una superficie de 24.260 km² y un caudal promedio anual de 960 m³/s en su desembocadura (Figueroa et al., 2020). La cuenca se divide entre las regiones del Biobío y la región de la Araucanía, y cuenta con quince subcuencas de las cuales las más relevantes son Alto Biobío, Duqueco, Bureo, Vergara y Laja. En su parte superior presenta un régimen hidrológico de carácter nival, el que luego cambia en el curso medio ya que recibe aportes pluviales, otorgándole finalmente un régimen mixto, considerando solo aportes de origen pluvial y nival.

El río Biobío nace en la laguna Galletué a 1.160 m.s.n.m., luego a 10 km río abajo recibe el aporte del lago Icalma. En su curso medio se integran los ríos Duqueco y Bureo, y al llegar a la altura de la cordillera de la costa se encuentra la principal confluencia con el río Laja, que tras seguir su curso pasando por el borde del gran Concepción logra la mayor anchura del cauce de 2.300 metros con suave pendiente de 0,05% (Parra & Valdovinos, 2006).



Figura N°7. Cuenca río Biobío

Fuente: Elaboración propia.

La figura 8 muestra el consumo de agua por sector económico del año 2015 en la cuenca, donde predomina la demanda de agua que utiliza el sector agropecuario (96,35%), situación similar a nivel nacional (figura 6). Con respecto al agua potable, solo corresponde al 1,46% a pesar de un aumento de 13,2% de población en la última década (Figuroa, et al., 2020).

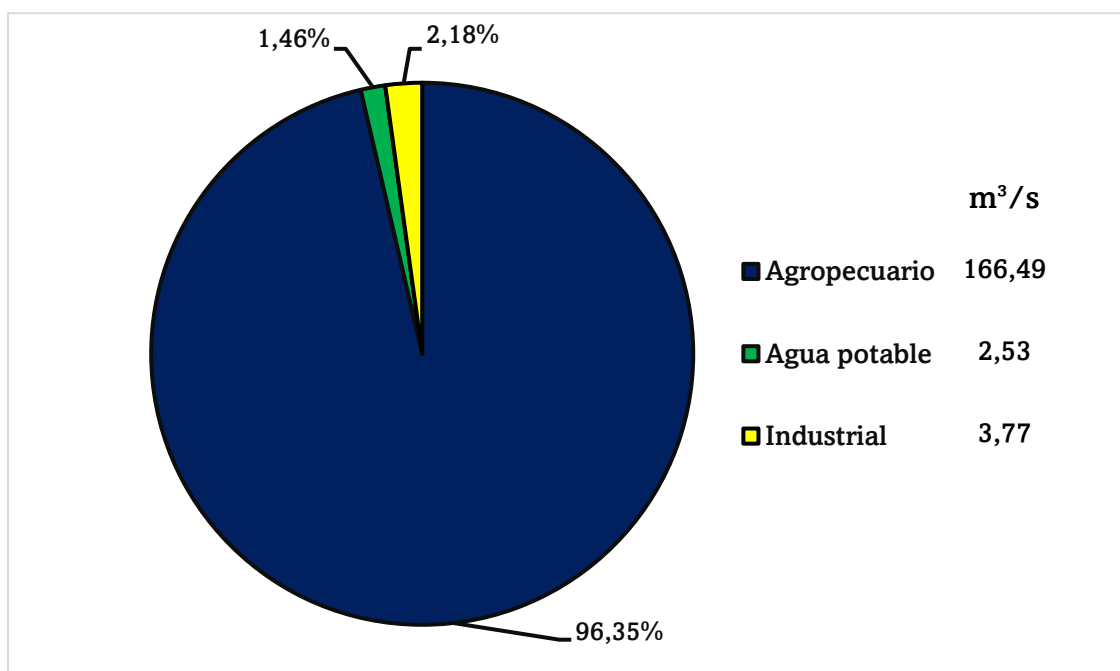


Figura N°8. Demanda de agua por sector en la cuenca del río Biobío.

Fuente: DGA (2016).

Respecto a la calidad de agua, en la figura 9 entre los años 1994 – 2015 la concentración de nitritos muestra una tendencia de disminución, mientras que se observa un aumento en los nitratos y fosfatos. Según Vargas (2000) a través de varios estudios, la cuenca río Biobío presenta una capacidad autodepuradora “Muy alta”.

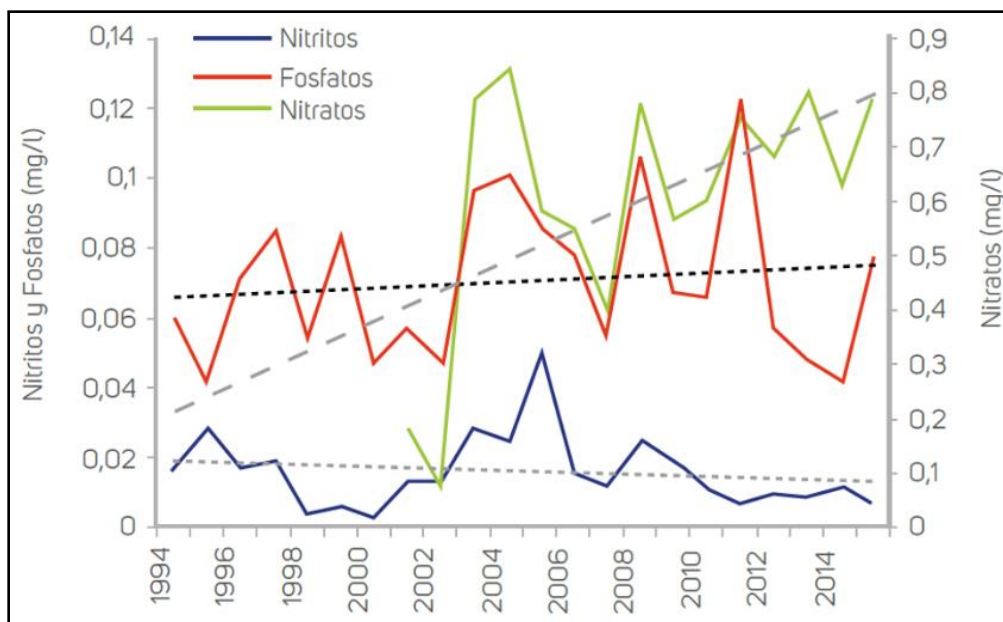


Figura N°9. Tendencias de nutrientes en la cuenca río Biobío.

Fuente: Figueroa et al., (2020).

- **Norma secundaria de calidad de aguas superficiales en la cuenca río Biobío**

En Chile, actualmente existen en vigencia 5 normas secundarias de calidad de aguas, específicamente para aguas continentales distribuidas por diferentes zonas del territorio nacional, las cuales establecen niveles de calidad para cada contaminante, con el objetivo de ser aplicadas como un instrumento ambiental regulatorio que permita preservar los sistemas acuáticos y servicios ecosistémicos. Las directrices para la protección de las aguas continentales en la cuenca del río Biobío actualmente se encuentra establecida por el DS N°9/2015, por el ministerio del medio ambiente, la cual cuenta con 14 áreas de vigilancia distribuidas por toda la cuenca, y se establecen niveles de calidad para 19 contaminantes, y a diferencia de las demás normas, es la única que establece niveles de calidad para nitratos y nitritos. Para este estudio se detalla el área de vigilancia correspondiente a la cuenca río Duqueco y los niveles de calidad de contaminantes en la tabla 4.

Tabla N°4. Niveles de calidad de nutrientes contaminantes de interés en área de vigilancia Duqueco (DU-10).

Área de vigilancia DU - 10	
Contaminante	Nivel de calidad (mg/l)
Fosforo Total	0,05
Nitrato	0,2
Nitrito	0,003
Nitrógeno Total	0,6
Solidos Suspendidos Totales	5

Fuente: Elaboración propia en base a BCN, (2015).

1.5.- Modelación hidrológica

De acuerdo con Ponce (1989) los modelos hidrológicos son herramientas matemáticas capaces de predecir el comportamiento del sistema y comprensión de procesos hidrológicos de una cuenca, basándose a través de varios parámetros que definen las características del entorno.

Según Devia et al. (2015) un modelo de escorrentía se puede definir como un conjunto de ecuaciones para estimar la escorrentía en función de parámetros para describir las características de la cuenca, mediante datos de precipitación, temperatura y área de drenaje como datos principales de entrada. También se consideran las propiedades del suelo, cubierta vegetal, topografía, contenido de humedad del suelo y características del acuífero de agua subterránea, para caracterizar la cuenca hidrográfica.

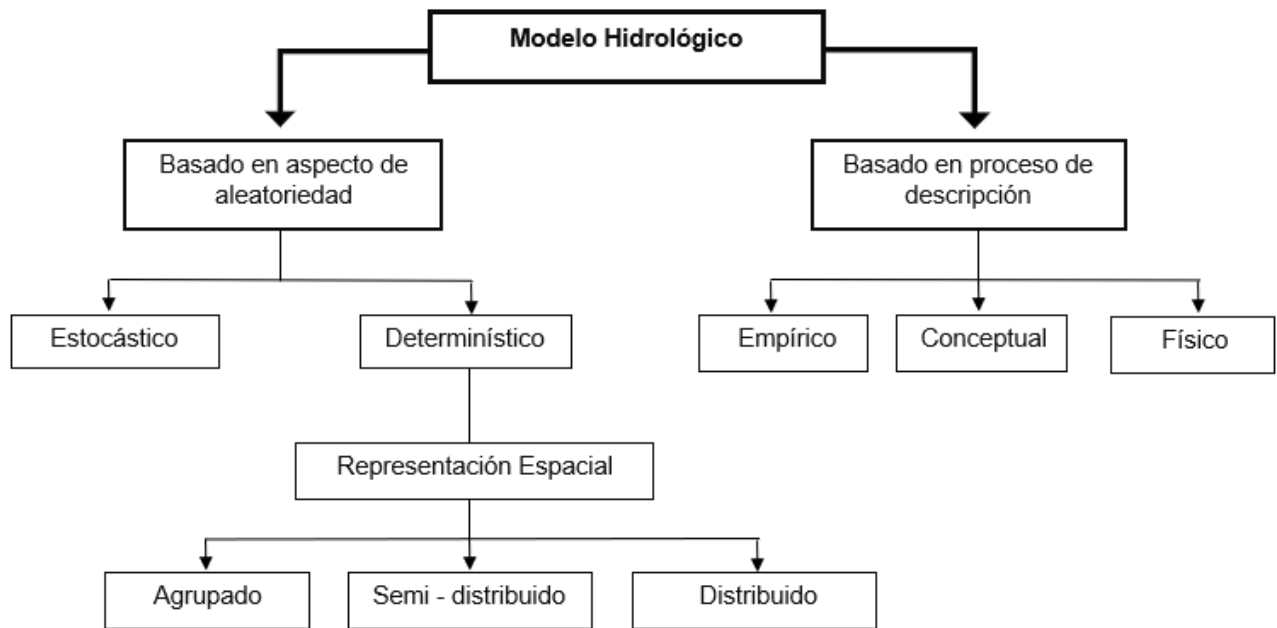


Figura N°10. Clasificación del modelo hidrológico.

Fuente: Elaboración propia en base a Singh (2018)

Los modelos de proceso descriptivo Devia et al. (2015) los describe como:

- Empírico

Orientados a la observación que solo considera la data existente, sin considerar características y procesos del sistema hidrológico, su validez se determina solo dentro de los límites y considera ecuaciones matemáticas derivadas de series de tiempo de entrada y salidas concurrentes, excluyendo los procesos físicos.

- Conceptual

Se describen todos los procesos hidrológicos, utilizando ecuaciones semi-empíricas y representación de elementos físicos de la cuenca, además requiere de gran cantidad de datos climáticos e hidrológicos para la calibración.

- Físico

Idealizado matemáticamente, representando el entorno basado en los principios de los procesos físicos. Para el proceso de calibración no requiere extensos datos meteorológicos e hidrológicos, pero sí la evaluación de muchos parámetros que describen las características físicas de la cuenca (Abbott et al., 1986).

Los modelos hidrológicos basados en aleatoriedad se distinguen entre dos tipos: Estocásticos y Determinísticos. Singh (2018) se refiere a los modelos estocásticos para aquellos que, para un conjunto de entrada, en donde al menos existe una variable aleatoria implícita, producen diferentes valores de salida con resultados parcialmente aleatorios, ya que se basa en el método predictivo. Mientras que los modelos deterministas pronostican los mismos resultados para un único conjunto de valores de entrada, excluyendo la aleatoriedad, y se basan en leyes físicas considerando dentro de una cuenca la variabilidad espacial, clasificándolos como agrupados, distribuidos y semi – distribuidos (figura 11).

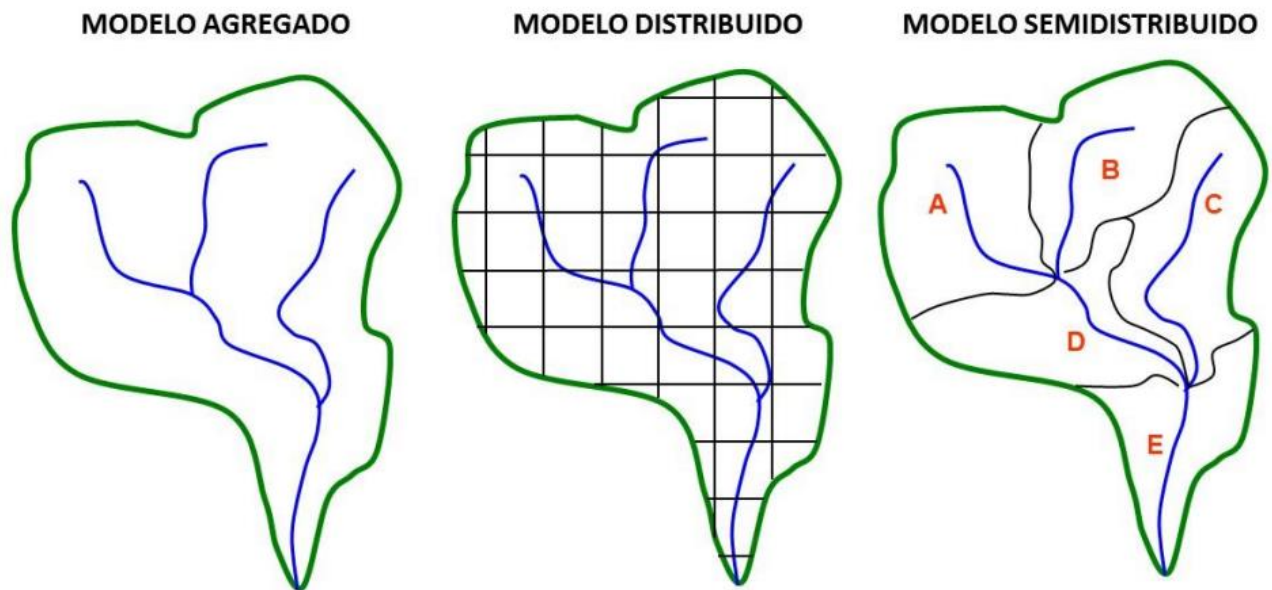


Figura N°11. Tipos de modelo según agregación.

Fuente: IDOM (2018).

- Agrupados

La cuenca se considera como una sola unidad, sin tener en cuenta la variabilidad espacial y, por ende, la predicción de descarga solo ocurre en la salida. Al excluir la variabilidad espacial, los parámetros de entrada no representan los procesos físicos hidrológicos, por lo que las salidas no toman en cuenta procesos naturales, solo son promedios ponderados por área. Como ventaja, los datos de ingreso son mínimos, catalogando estos modelos como “muy simples”.

- Distribuidos

Estos modelos si consideran la variabilidad espacial, dividiendo en pequeñas unidades la cuenca, generalmente representadas por celdas cuadradas o redes irregulares trianguladas. Se requiere una gran cantidad de datos de entrada, ya que los parámetros pueden variar completamente en el espacio, representando los procesos físicos detalladamente, obteniendo como resultados una modelación con precisión de diversos procesos hidrológicos naturales, en cualquier momento y lugar. Por lo general, la utilización de los modelos distribuidos requiere de mucho conocimiento y tiempo computacional.

- Semi – distribuidos

Al igual que el punto anterior, también considera la variabilidad espacial, fragmentando la cuenca en varias subcuencas más pequeñas. A diferencia de los modelos distribuidos, los parámetros varían de forma parcial en la cuenca, la estructura se basa más físicamente y no requiere tanta exigencia con los datos de entrada.

1.5.1.- Modelo hidrológico SWAT

El modelo SWAT (Soil and water assessment tools) es un modelo hidrológico continuo a escala de cuenca hidrográfica, desarrollado en los años 90 por el departamento de agricultura de los Estados Unidos (USDA), para la utilización como una herramienta informática de simulación hidrológica para predecir el impacto de las prácticas de gestión de la tierra en el agua, los sedimentos y los rendimientos de productos químicos agrícolas en cuencas hidrográficas grandes y complejas con suelos, usos de la tierra y condiciones de gestión variables durante largos períodos de tiempo (Neitsch et al., 2011). Se compone por series de submodelos que permiten la recreación de distintos escenarios para la simulación meteorológica, hidrológica, sedimentos, crecimiento de cultivos y vegetación, nutrientes, pesticidas y agentes químicos, y gestión agrícola y tratamientos de suelo, con lo que requiere información específica de entrada de clima y tiempo, propiedades de suelo, topografía, vegetación y prácticas de manejo de tierra (Fernández & San Juan, 2017; Uribe, 2010).

Para los procesos de simulación, SWAT divide la cuenca en subcuencas, que a su vez se dividen en Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), que corresponden a áreas relativamente homogéneas de pendientes, usos de suelo y series de suelos.

La simulación del ciclo hidrológico representada en la figura 12 se separa en dos principales componentes:

A) Fase terrestre

Esta fase simula la cantidad de agua, sedimentos, cargas de nutrientes y pesticidas vertida al canal principal en cada una de las URH. La simulación de esta fase se basa en la ecuación general de balance hídrico (Ec. 1).

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde, **SWt** es el contenido final de agua en el suelo (mm), **SW0** es el contenido inicial de agua en el suelo (mm), **t** es el tiempo (día, mes, año), **Rday** es la precipitación diaria (mm), **Qsurf** es la escorrentía superficial (mm), **Ea** es la evapotranspiración (mm), **Wseep** es la cantidad de agua acumulada en la zona no saturada del suelo (mm) y **Qgw** es la cantidad de agua subterránea que retorna hacia los ríos como flujo base (mm).

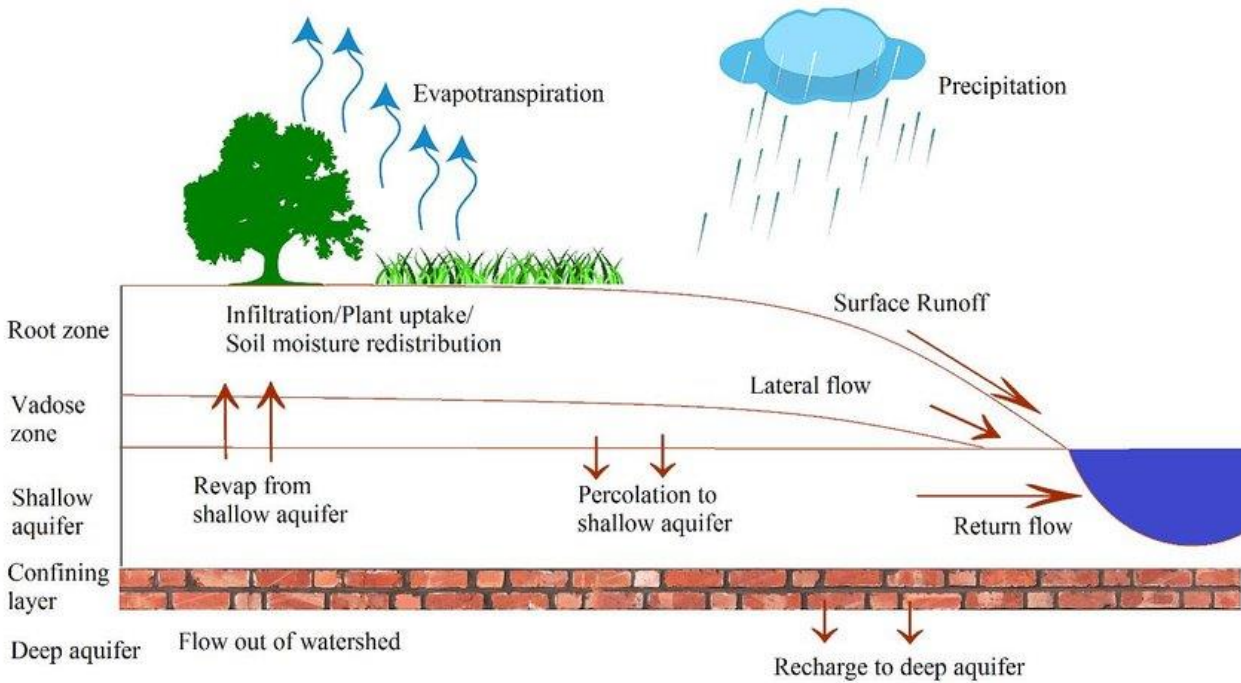


Figura N°12. Descripción general del ciclo hidrológico modelo SWAT (editado por Neitsch et al., 2012).

Fuente: Bach et al. (2017).

Clima

La importancia del clima de una cuenca consiste en el control del equilibrio del agua y determinación de diversos componentes del ciclo hidrológico, mediante las entradas de humedad y energía. Para ello el modelo requiere el ingreso de variables climáticas necesarias, en formato diario o mensual, como la precipitación media, temperaturas extremas, velocidad relativa, radiación solar y humedad relativa. La información puede corresponder a datos observados, los cuales son ingresados manualmente por el usuario, o bien, pueden ser generados por el mismo modelo con los valores de las variables registradas de la estación meteorológica más cercana a cada subcuenca.

Hidrología

Cuando la precipitación desciende, estas pueden ser receptadas por el dosel de vegetación, el cual tiene la capacidad de almacenar el agua y disponiéndolo para la evaporación, o puede caer en la superficie del suelo que puede infiltrarse a través del perfil de la tierra, o escurrir por la superficie dependiendo de las características del suelo. El agua infiltrada puede contenerse en el suelo y posteriormente ser evapotranspirada, o lentamente avanzar a los canales de corriente por los pasos subterráneos. En cambio, el proceso de escorrentía se mueve más rápidamente hacia los cauces.

- **Infiltración**

La infiltración corresponde al agua que entra en un perfil del suelo de la superficie terrestre, donde el contenido de humedad del suelo antes de la introducción del agua en la superficie determina la tasa inicial de infiltración, y la tasa final de infiltración equivale a la conductividad hidráulica saturada de la tierra.

- **Evapotranspiración**

La evapotranspiración en el modelo atribuye a los procesos del agua en fase líquida, sólida o vapor atmosférico cercano a la superficie. Estos corresponden a evaporación de ríos y lagos, suelos descubiertos, superficies vegetativas, transpiración de plantas y sublimación de superficies de hielo y nieves. Para aquellas grandes zonas cubiertas con vegetación creciente y uniforme con acceso a agua terrestre ilimitada, se denomina evapotranspiración potencial, por lo que el modelo SWAT ofrece los métodos de Hargreaves (1985), Priestley – Taylor (1972) y Penman – Monteith (1965) para la estimación de esta variable, utilizando el primer método para este estudio el cual solo requiere datos de radiación solar y temperaturas medias y extremas.

- **Escorrentía**

La escorrentía se denota como la cantidad de agua proveniente de las precipitaciones diarias que no se infiltra y escurre a lo largo de una superficie inclinada, y es simulada para cada HRU como volumen de escorrentía superficial calculado por el método curva número desarrollado por el Servicio de Conservación de Suelo (SCS) en 1972. El modelo de carácter empírico para calcular la variable considera el contenido de humedad en el suelo, y las diferentes características de acuerdo con los usos y tipos de suelo en la cuenca.

Nutrientes

En el modelo la introducción y transporte de nutrientes en los afluentes pueden ser por escorrentía superficial o flujo subterráneo, y SWAT rastrea el movimiento y transformación de las diferentes formas de nitrógeno (N) y fósforo (P) en las cuencas a través de cada HRU. En el suelo, la transformación del N y F se rigen por sus respectivos ciclos, y el uso de estos nutrientes por las plantas es estimado mediante el crecimiento de la planta a través de un único modelo en SWAT, que se basa en diferenciar entre plantas anuales (crecimiento desde fecha de plantación hasta cosecha) y plantas perennes (mantiene su sistema de raíz todo el año, pero llegando a ser inactiva en invierno), con el fin de valorar la eliminación de agua y nutrientes de la zona de raíz, transpiración y producción de biomasa.

- **Nitrógeno**

El nitrato y nitrógeno orgánico debido a los altos flujos de agua pueden ser removidos. McElroy et al. (1976) desarrolló un modelo el cual simula el rendimiento de NO₃ y N orgánico asociado con los sedimentos y escorrentía mediante la función de carga. Este método se complementó con la modificación propuesta por William & Hann (1978), adaptando la función de carga a la predicción de tormentas individuales simulando la concentración diaria de nitrógeno, utilizando los rendimientos de sedimentos pronosticados diariamente y calculando proporciones de enriquecimiento.

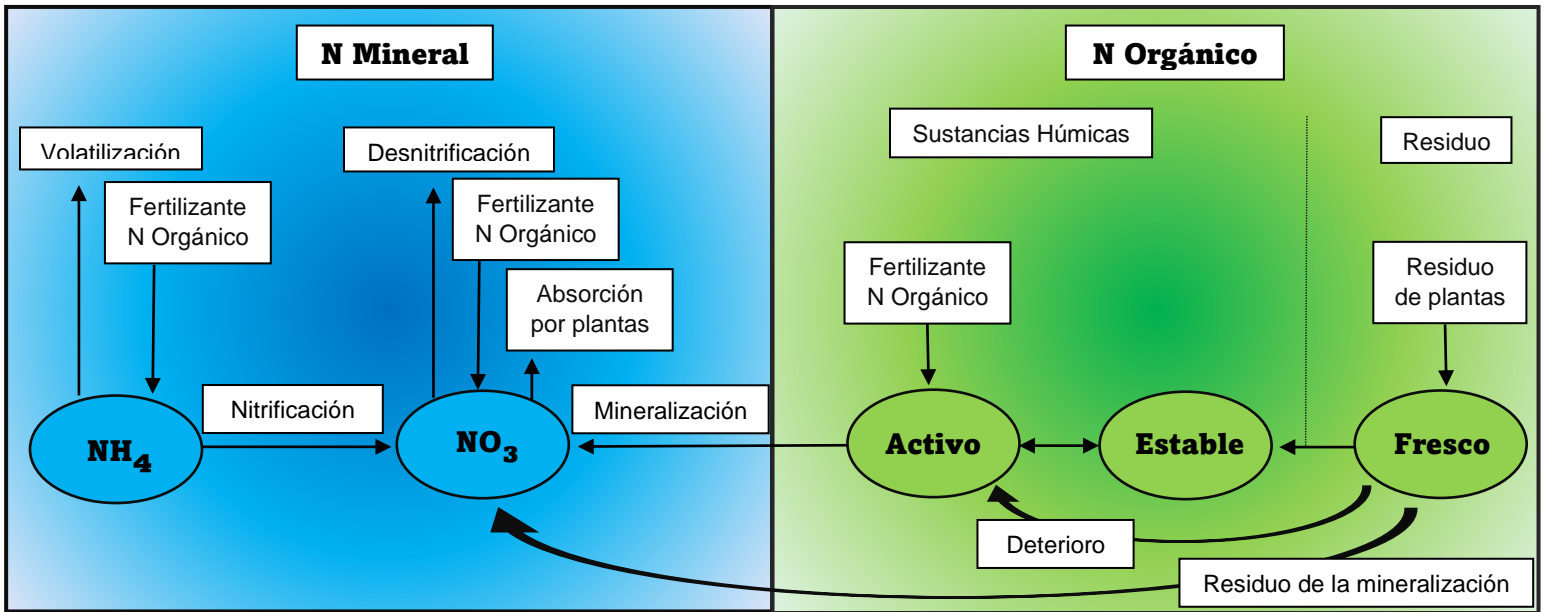


Figura N°13. División del Nitrógeno en SWAT

Fuente: Elaboración propia en base a Neitsch et al., (2011).

- **Fósforo**

Para la estimación de cantidad de fósforo soluble removido en escorrentías se utiliza la concentración de solución de fósforo en los primeros 10 mm de suelo, el volumen de escorrentía y un factor de división. Además, tal como se describe en el punto anterior, el fósforo soluble y fósforo orgánico puede ser removido por fuertes corrientes de agua y el transporte de sedimento de fósforo se simula mediante la función de carga modificada.

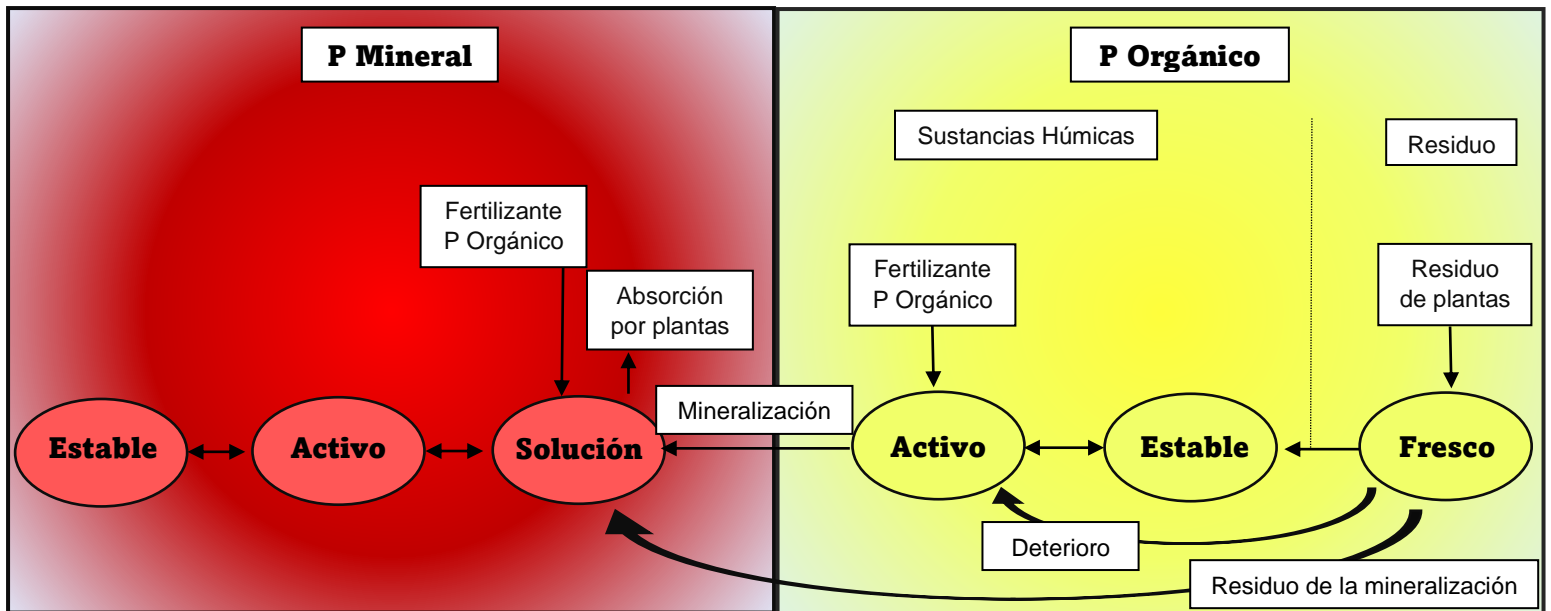


Figura N°14. División del Fósforo en SWAT

Fuente: Elaboración propia en base a Neitsch et al., (2011).

B) Fase de enrutamiento

Esta fase modeliza el movimiento del agua a través de toda la red de canales de la cuenca hasta la desembocadura, incorporando la transformación de sustancias químicas en la corriente. El enrutamiento en el canal principal se divide en cuatro componentes: agua, sedimento, nutrientes y pesticidas. Debido al enfoque de este estudio, se describirán el enrutamiento de flujo y nutrientes.

- Enrutamiento de flujo

En el transcurso de la corriente de agua, el modelo considera pérdidas en proporción debido a la evaporación, Infiltración o extracción de agua para usos antrópicos. De forma contraria, el flujo puede ser suplementado por precipitaciones directas en el canal o descarga de fuentes puntuales. Existen dos métodos en el modelo para la conducción del flujo por el canal, el primero es el método de variable de coeficiente de almacenamiento (desarrollado

por William, 1969) o el método de enrutamiento Muskingum, utilizando el segundo para este estudio.

- Enrutamiento de nutrientes

El modelo identifica nutrientes absorbidos por sedimento y disueltos, donde los nutrientes absorbidos son depositados en el lecho del canal mientras que los disueltos son transportados por la corriente de agua. Mientras que, para la cinética del flujo, SWAT se basa en el modelo QUAL2E (Brown & Barnwell, 1987).

1.5.2.- Modelo SWAT y su aplicabilidad para modelación de calidad de agua.

El modelo SWAT corresponde a una herramienta altamente utilizada para gestión de recursos hídricos y prácticas de manejo, desempeñándose en diversos estudios en comparación a otros modelos hidrológicos (Tabla 5). Además, Según Milzow et al. (2011), el modelo SWAT es un modelo continuo, semidistribuido que tiene la capacidad para analizar los procesos de escorrentía para contribuir al desarrollo de los hídricos, además frente a la simulación de nutrientes, estudios como Saleh et al. (2000); Di Luzio et al. (2002) y Stewart et al. (2006), mencionan que SWAT predice razonablemente la pérdida de nitrógeno, y satisfactoriamente la pérdida de fósforo.

También se consideraron las ventajas técnicas y bibliográficas mencionadas por Stehr (2008):

- Buena documentación
- Software de código abierto
- Soporte gratuito
- Grupos de foros en internet
- Interfaz SIG

Tabla N°5. Desempeño de modelo SWAT respecto a otros modelos hidrológicos para modelar caudales y nutrientes.

N°	Resumen de estudio de investigación	Desempeño modelo SWAT	Referencia Bibliográfica
1	13 modelos de calidad de aguas fueron evaluados mediante 21 criterios para examinar prácticas de gestión para nutrientes, sedimentos y patógenos.	En una escala de 70 puntos, el modelo SWAT en conjunto con el modelo AnnAGNPS, logran la mayor calificación (61 puntos)	Booty & Benoy (2009)
2	Se evaluaron tres modelos hidrológicos (SWAT, HSPF y GOPC) utilizando dos criterios, frente a la simulación diaria de flujo y fósforo total (TP) en 3 cuencas de Irlanda.	El modelo SWAT fue el modelo demuestra mejor simulación de cargas diarias de TP. Mientras que para el flujo diario HSPF se desempeña mejor.	Nasr et al., 2007
3	11 modelos a escala de cuenca, con enfoque a contaminación hidrológica y fuentes difusas, fueron examinados por su procesamiento matemático y su aplicabilidad a diversas cuencas y problemáticas ambientales.	SWAT es un modelo prometedor para simulaciones continuas en cuencas predominantes agrícolas. Mientras que se considera prometedor HSPF para cuencas agrícolas mixtas y urbanas.	Borah & Bera, 2003
4	Se compararon los modelos SWAT y HSPF para la simulación de caudal en 10 cuencas al Suroeste de Oklahoma. Para evaluar el desempeño se utilizaron 3 criterios cuantitativos y 2 cualitativos.	Bajo diversas condiciones climáticas, la mejor simulación de flujo fue realizada por SWAT, resultando ser más adecuado para investigar impactos a largo plazo con variabilidad climática.	Van Liew et al. 2003

Fuente: Elaboración propia.

2.- PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Un modelo de calidad de aguas permite cuantificar el aporte desde distintas fuentes contaminantes en la cuenca del río Duqueco, de manera de poder ser utilizado como una herramienta para un plan de descontaminación de aguas superficiales?

3.- OBJETIVOS

3.1.- Objetivo General

- Analizar el aporte de nutrientes desde las distintas fuentes contaminantes mediante un modelo de calidad de aguas en la cuenca del río Duqueco, de manera de evaluar su uso como herramienta de gestión.

3.2.- Objetivos específicos

- Implementar el modelo de calidad de agua superficial para la cuenca río Duqueco.
- Cuantificar el aporte de nutrientes desde fuentes puntuales y difusas en la calidad del agua superficial utilizando el modelo de calidad del agua.
- Estimar el aporte de nutrientes a los cuerpos de agua en distintos escenarios de uso de suelo utilizando el modelo de calidad del agua.

4.- METODOLOGÍA

4.1.- Área de estudio

La cuenca del río Duqueco corresponde a una de las quince subcuencas que componen la cuenca del río Biobío, con una superficie aproximada de 1.625 km² ubicada entre las comunas de Los Ángeles, Quilleco y Santa Bárbara, abarcando un 16,5%; 63,9% y 49,5% de la superficie total de estas, respectivamente. La naciente del río se halla en la vertiente poniente Sierra Velluda, localizada en la cordillera de los andes, el cual atraviesa 50 km entre cerros y escabrosas pendientes en dirección Oeste hasta llegar al valle central, donde escurre a través de márgenes planos y bajos, adicionando afluentes tributarios, principalmente el río Coreo y en su mayoría esteros, alcanzando un ancho de 60 – 120 m. (Niemeyer H., 1980). Finalmente, desemboca en las cercanías de Negrete, después de recorrer 120 km de trayecto desde la naciente, incorporándose en el río Biobío con un aporte de caudal de 58,6 m³/s (basado en registros de estación fluviométrica “Río Duqueco en Cerrillos entre 1990 – 2020). Las estaciones hidrometeorológicas que se encuentran en la cuenca se detallan en la tabla 6 y se visualiza su ubicación espacial en la figura 15.

Tabla N°6. Estaciones fluviométricas, meteorológicas y de calidad de aguas vigentes, ubicadas en la cuenca río Duqueco.

Nombre de estación	Tipo	UTM Este	UTM Norte	Fecha de inicio - fin de registro de datos	Comuna
Río Duqueco en Villucura	Fluviométrica	231828	5839514	01/01/1966 – 30/09/2021	Quilleco
Río Duqueco en Cerrillos	Fluviométrica	207170	5839444	01/07/1962 – 30/09/2021	Los Ángeles
San Lorenzo en Biobío	Meteorológica	255345	5844798	01/08/1992 – 30/11/2020	Quilleco
Río Duqueco en Cerrillos	Meteorológica	207170	5839444	01/05/2009 – 30/11/2020	Los Ángeles
Río Duqueco en Villucura	Calidad de aguas	231828	5839514	23/09/1966 – 07/06/2021	Quilleco
Río Duqueco en Cerrillos	Calidad de aguas	207170	5839444	23/09/1966 – 09/11/2021	Los Ángeles

Fuente: Elaboración propia en base a DGA.

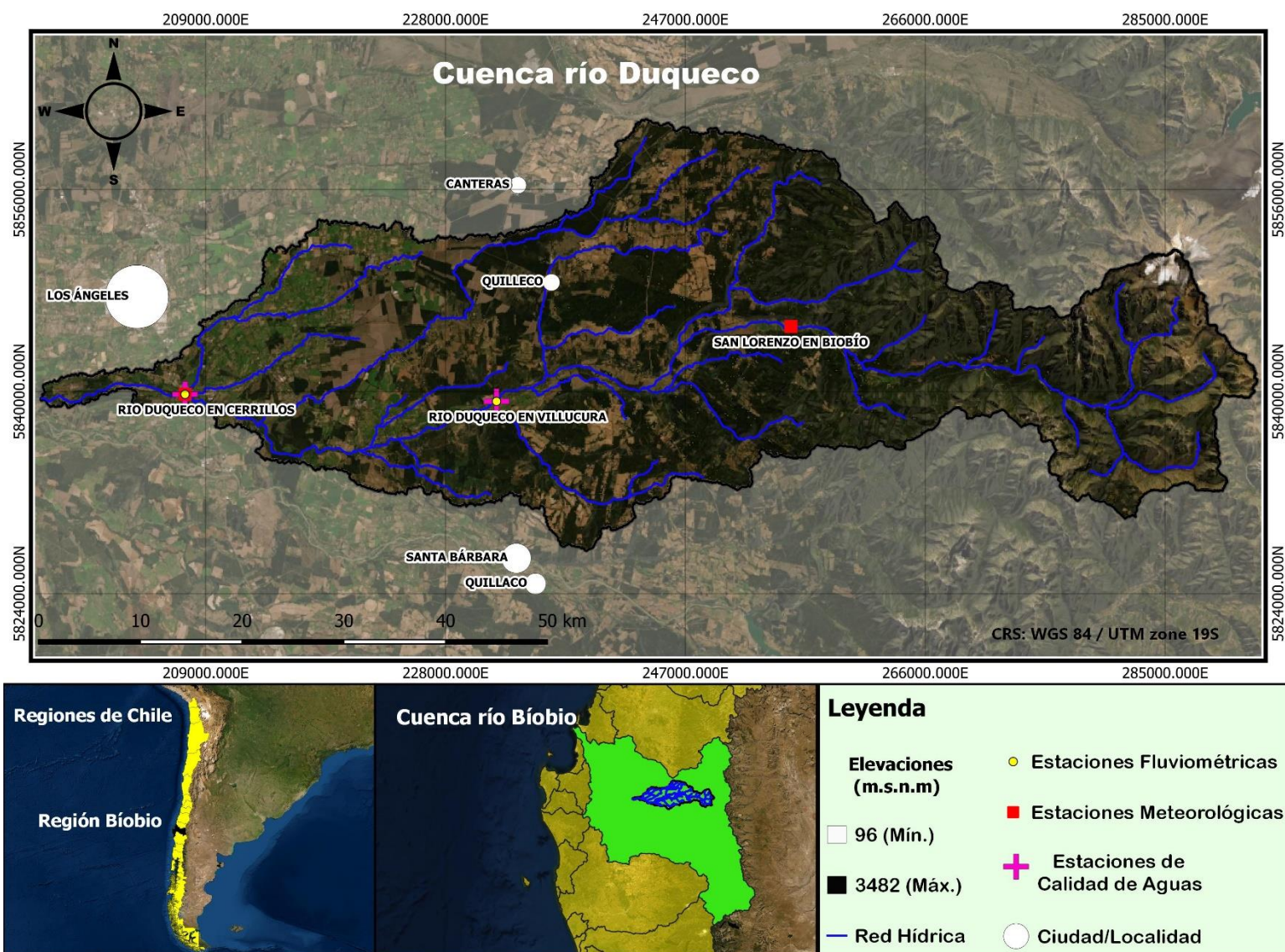


Figura N°15. Cuenca río Duqueco.

Fuente: Elaboración propia en base a IDE – CONAF (2019) y DGA.

4.1.1 - Antecedentes climáticos

La región del Biobío en período estival, los meses son más cálidos y secos, a diferencia del periodo invernal donde se presentan inviernos fríos y aumentan las precipitaciones. Según la clasificación de Köppen, se determina en la ciudad de los Ángeles un clima templado cálido con lluvias invernales (Csb) (Rioseco & Tesser, s.f.). En la figura 16 se observan los registros meteorológicos de la estación los Ángeles, donde la temperatura promedio es de 13,3°C, alcanzando 20°C en enero con alrededor de 11,8 horas de sol, y disminuyendo a 7,5°C en julio con tan solo 5,7 horas de sol variando a lo largo del año 12,6°C. Mientras que la precipitación anual es de 1212 mm, con 16 mm de lluvia en enero y 248 mm en junio, presentando una variación anual de 232 mm entre los meses más secos y húmedos (Climate – Data, 2022).

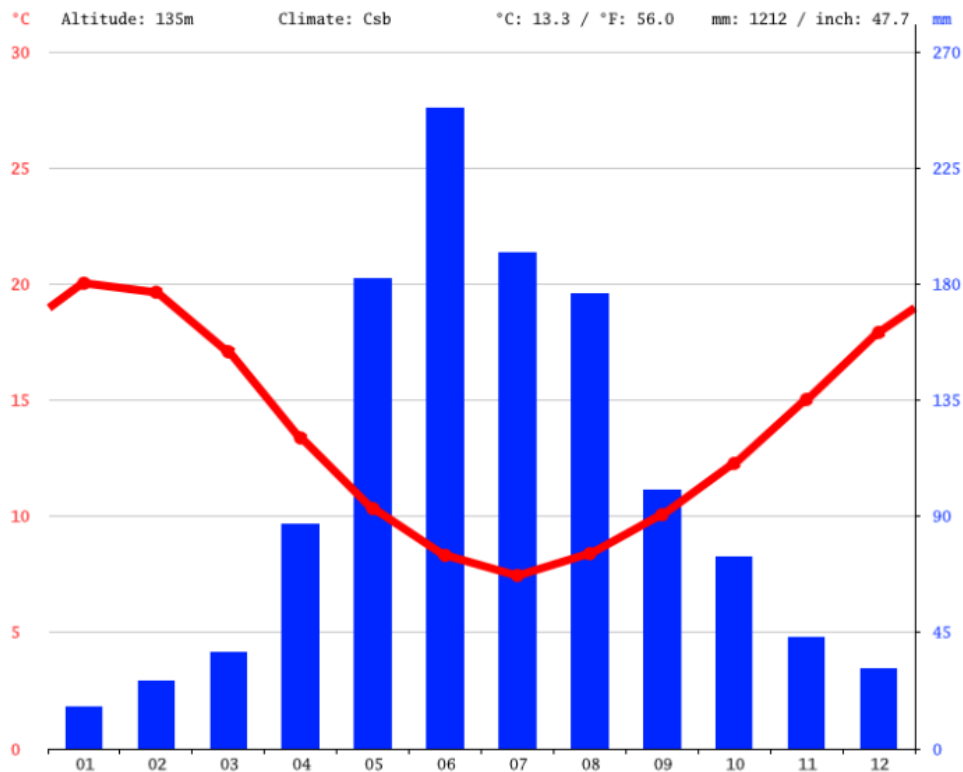


Figura N°16. Climograma estación Los Ángeles.

Fuente: Climate – Data (2022)

Obtenido desde el Balance Hídrico de Chile (1987), se visualizan en la figura 17 las Isotermas (°C) e Isoyetas (mm) correspondientes a la cuenca del río Duqueco, aumentando o disminuyendo su valor acorde a la elevación en que se encuentren (Ver figura 21). En el caso de las precipitaciones, en la zona del valle central estos varían entre 1.200 – 2.500 mm/años, mientras que en la zona alta de la cordillera aumentan entre 4.000 – 5.000 mm/años. Las temperaturas en la zona central varían entre 10 – 12 °C, y la zona cordillerana entre 4 – 8 °C.

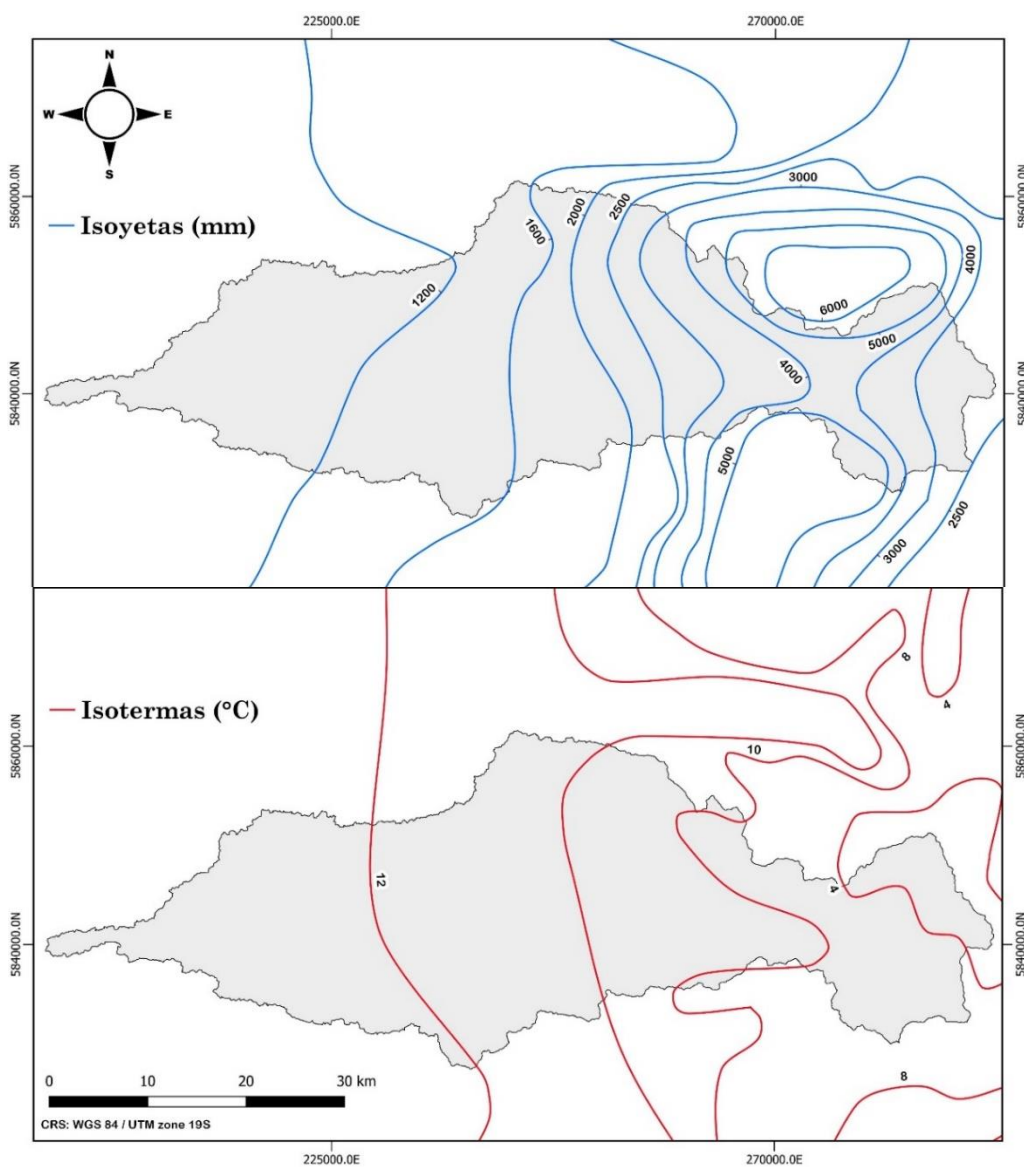


Figura N°17. Isoyetas e Isotermas para la cuenca río Duqueco.

Fuente: Balance Hídrico de Chile, (1987).

4.1.2 – Antecedentes hidrológicos

La cuenca del río Duqueco presenta un régimen hidrológico pluvial, y lo que se presenta en la figura 18 es el hidrograma de las estaciones (Cerrillos y Villucura) entre el periodo de 1990 – 2020. Se visualiza que los máximos caudales medios mensuales se producen en periodo invernal, específicamente los meses de julio y agosto en ambas estaciones. Los caudales medios mensuales más bajos ocurren en periodo estival durante el mes de marzo en ambas estaciones. La mayoría de los meses, la estación Cerrillos posee un mayor caudal, ya que se encuentra ubicada en la zona baja de la cuenca cercana a la desembocadura de esta.

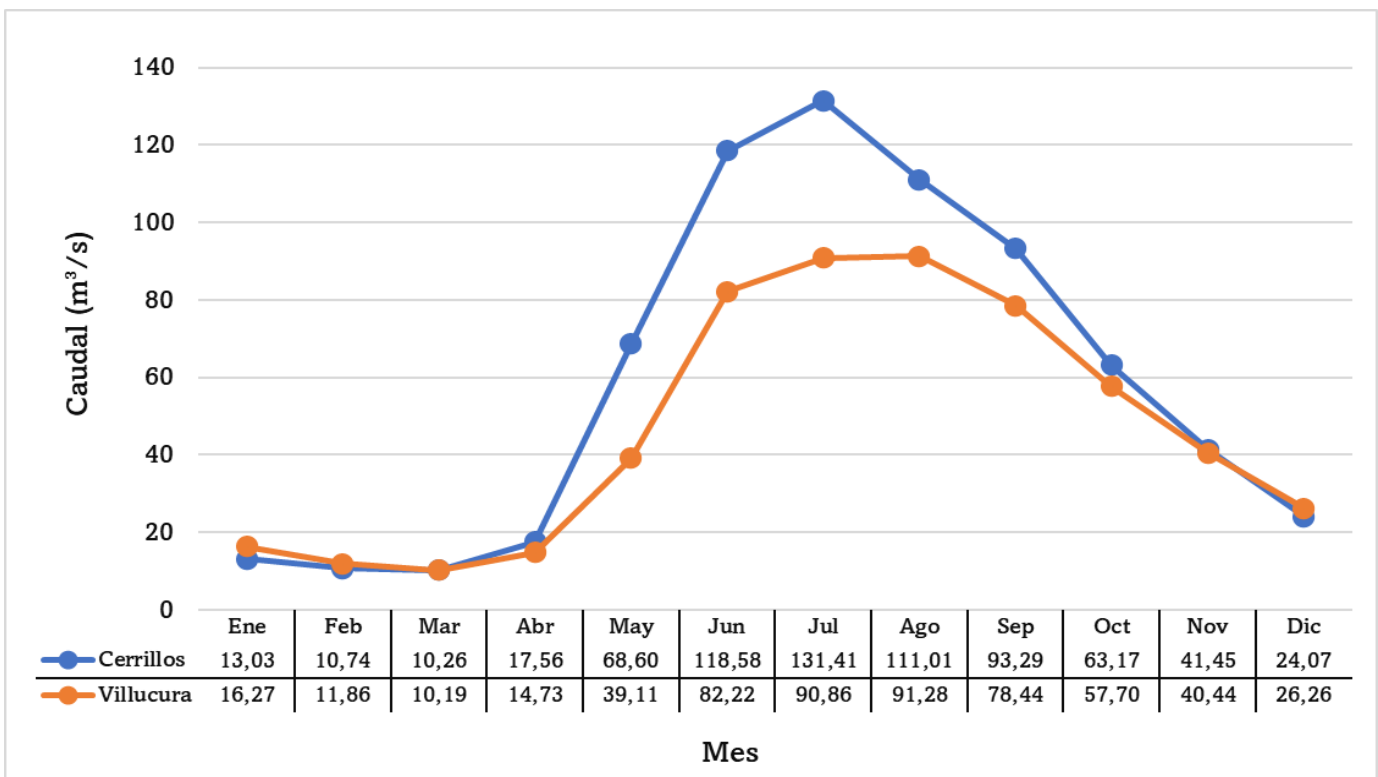


Figura N°18. Hidrograma estaciones río Duqueco en Villucura y río Duqueco en Cerrillos para el periodo 1990 – 2020.

Fuente: DGA, (2022).

4.2.- Modelo SWAT

4.2.1.- Datos de entrada

El modelo de calidad de agua se trabajará mediante la interfaz QSWAT, que es una extensión del modelo SWAT permitiendo llevar a cabo los procesos espaciales y climáticos mediante el software QGIS. La tabla 7 muestra los datos de entrada necesarios para el modelo y la fuente de obtención de estos.

Tabla N°7. Datos de entrada al modelo SWAT.

Tipo de dato	Dato de entrada	Descripción
Datos espaciales	DEM	Modelo de elevación digital de la cuenca, con resolución 30 x 30. (USGS)
	Usos de suelo	Capa vectorial de la cuenca, con los usos de suelo 2015. (IDE – CHILE, 2019)
	Tipos de suelo	Capa vectorial de la cuenca, con los tipos de suelo existentes. (CIREN, 1999)
Datos meteorológicos	Precipitaciones diarias	Precipitaciones diarias aportantes en la cuenca en periodo 1999 – 2020. (CR2met)
	Temperaturas extremas	Temperaturas máximas y mínimas diarias de la cuenca en periodo 1999 – 2020. (CR2met)
Fuentes puntuales	Descargas Industriales y domésticas	Descargas de nutrientes aportantes en la cuenca en el año 2019 (SISS).

Fuente: Elaboración propia.

4.2.2.- Análisis de incertidumbre, calibración y validación del modelo SWAT.

- **Análisis de sensibilidad**

Mediante el uso del programa de análisis de incertidumbre SWAT - CUP se optimizarán los parámetros relacionados con los caudales y nutrientes para el proceso de calibración y validación. Este software utiliza una predicción de incertidumbre del 95% y determina los rangos adecuados de los parámetros a través de secuencias iterativas. Se emplea el algoritmo SUFI-2 para ajustar los datos observados con los datos simulados. Se utiliza el factor-P para medir el porcentaje de datos observados dentro del rango de incertidumbre del 95% y el factor-R para medir la precisión de las simulaciones (Abbaspour, C. et al, 2015). Un factor P de 1 y un factor R de cero indica que la simulación es exacta a los datos medidos. En conjunto, estos métodos permiten una cuantificación precisa de los ajustes necesarios para mejorar la calidad de los datos de caudales y nutrientes en el proceso de calibración y validación (Mehan, S. et al, 2017).

La sensibilidad de los parámetros evalúa por la medición de los valores t-stat y p-value, donde se consideran los parámetros más sensibles cuando el valor absoluto t-stat es más grande, y p-value idealmente cercano a cero ($<0,05$) (Khalid, K. et al, 2016; Abbaspour, C. et al, 2015).

- **Calibración y validación**

- A) Caudales

La calibración y validación de los caudales se realizará a escala mensual y diaria, utilizando los datos medidos de caudales mensuales (obtenidos de la DGA) y caudales diarios (obtenidos de explorador climático CR2) en las 2 estaciones fluviométricas ubicadas dentro de la cuenca río Duqueco (figura 15), las cuales corresponden a la estación “Río Duqueco en Villucura”, y la estación “Río Duqueco en Cerrillos”.

El periodo de calibración es desde 2003 a 2010 con 4 años previos de calentamiento. Para la validación se considera el periodo comprendido entre los años 2011 – 2019.

Para este estudio se utilizará la función objetivo porcentaje de sesgo (PBIAS) para caudales mensuales, mientras que para caudales diarios se utilizará la función coeficiente de eficiencia Nash-Sutcliffe (NSE), en ambos casos aplicando 1.000 simulaciones. En la tabla 8 se establecen los parámetros utilizados para calibración de caudales mensuales (parámetros 1 – 8), y los parámetros para calibración de caudales diarios (parámetros 1 – 16). La determinación de los parámetros de caudal que se utilizarán es acorde a la buena predicción de estos en diversos estudios (Arnold et al., (2012); Malagó, et al., (2017) y Suryavanshi et al., (2017)). Además de analizar los diversos procesos de la fase hidrológica del modelo descritos en la tabla 8.

Tabla N°8. Parámetros SWAT utilizados para calibración de caudales mensuales y diarios en la cuenca río Duqueco.

Modulo	N°	Parámetro	Descripción	Unidad	Rango	Proceso
Caudales Mensuales	1	ALPHA_BF	Coeficiente de recesión del flujo base	Día	0 - 1	Agua subterránea
	2	CN2	Curva número	%	35 - 98	Escoorrentía superficial
	3	EPCO	Factor de compensación de absorción de la planta	-	0 - 1	Escoorrentía superficial
	4	ESCO	Coeficiente de evaporación del suelo	-	0 - 1	Evapotranspiración
	5	GW_DELAY	Tiempo de retardo del agua subterránea	Día	0 - 500	Agua subterránea
	6	GWQMN	Profundidad de agua en el acuífero superficial	mm	0 - 5,000	Agua subterránea
	7	SOL_K	Conductividad hidráulica del agua saturada	%	0 - 1	Agua subterránea/Infiltración
	8	SLSUBBSN	Pendiente de subcuenca	%	10 - 150	Escoorrentía superficial
Caudales diarios	9	GW_REVAP	Capacidad de mover agua desde un acuífero superficial	-	0.02 - 0.2	Flujo base
	10	HRU_SLP	Promedio de pendiente	m/m	0 - 0.6	Escoorrentía superficial
	11	OV_N	Coeficiente de manning	-	0.01 - 4	Escoorrentía superficial
	12	REVAPMN	Nivel de umbral freático en acuífero poco profundo	mm	0 - 1,000	Flujo base
	13	RCHRG_DP	Coeficiente de percolación del acuífero	-	0 - 1	Agua subterránea
	14	SOL_AWC	Capacidad de agua disponible	%	0 - 1	Agua subterránea/Infiltración
	15	SOL_BD	Densidad aparente	Mg m ⁻³	0.9 - 2.5	Escoorrentía superficial
	16	SURLAG	Retraso de superficie	Día	0.05 - 24	Escoorrentía superficial

Fuente: Arnold et al., (2012); Malagó et al., (2017); Suryavanshi et al., (2017).

B) Nutrientes

Seguido de la modelación de caudales, se calibrarán y validarán los nutrientes de interés: nitrógeno y fósforo total, con datos medidos por el programa de monitoreo del Biobío (PMBB), localizado específicamente en la estación “Río Duqueco en Cerrillos”, correspondiente al área de vigilancia en la cuenca Duqueco “DU-10” (Señalado en el punto 1.4). El período de calibración se considerará entre 2004 – 2010, mientras que para el periodo de validación entre 2011 – 2019. La tabla 9 muestra los meses con registro de nutrientes en la cuenca desde el año 2004 hasta 2019, representados por “X”.

Tabla N°9. Datos mensuales registrados de nutrientes registrados en la cuenca río Duqueco, en el periodo 2004 – 2019.

Año \ Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
2004	*	*	*	X	*	*	*	X	*	*	*	X
2005	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2006	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2007	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2008	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2009	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2010	*	*	*	X	*	*	*	X	*	*	*	X
2011	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2012	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2013	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2014	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2015	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2016	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2017	*	*	X	*	*	*	*	X	*	*	*	X
2018	*	*	X	*	*	*	*	*	X	*	*	X
2019	*	*	X	*	*	*	*	*	X	*	*	X

Fuente: Elaboración propia.

La selección de los parámetros para los nutrientes se basará en la diversidad y cantidad de estudios en los que fueron empleados, según lo mencionado por Arnold et al. (2012). Asimismo, se considerará su capacidad para predecir las cargas de nutrientes en los procesos biogeoquímicos de la cuenca.

Además, al modelo se ingresarán las fuentes puntuales (registros para el año 2019) de la cuenca para la inclusión de aporte periódico de caudal y concentración de nutrientes, los cuales corresponden a datos de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS, 2019), que fueron obtenidos por ley de transparencia.

Para la calibración de nutrientes, se utilizará el coeficiente de eficiencia (NSE) como función objetivo, aplicando 1.000 simulaciones. Los parámetros que se utilizarán para los módulos de nitrógeno y fósforo total se detallan en la tabla 10.

Tabla N°10. Parámetros SWAT utilizados para calibración de nutrientes en la cuenca río Duqueco.

Modulo	N°	Parámetro	Descripción	Unidad	Rango	Proceso
Nitrógeno total	1	ERORGN	Proporción de enriquecimiento de nitrógeno orgánico	-	0 - 5	Nitrógeno del entorno
	2	FIXCO	Coeficiente de fijación de nitrógeno	-	0 - 1	Absorción de nitrógeno
	3	HLIFE_NGW_BSN	Vida media del nitrógeno en aguas subterráneas	Día	0 - 500	Lixiviación de nitrógeno
	4	LAT_ORGN	Nitrógeno orgánico en el flujo base	mg/l	0 - 200	Flujo Base
	5	NPERCO	Coeficiente de percolación de nitrógeno	-	0 - 1	Nitrógeno del entorno
	6	N_UPDIS	Parámetro de distribución de absorción de nitrógeno	-	0 - 100	Absorción de nitrógeno
	7	RCN	Concentración de nitrógeno en la lluvia	mgN/l	0 - 15	Nitrógeno del entorno
	8	SOL_ORGN	Concentración inicial de nitrógeno orgánico en la capa del suelo	mg/kg	0 - 100	Nitrógeno inicial
Fósforo total	9	LAT_ORGP	Fósforo orgánico en caudal base	mg/l	0 - 200	Flujo Base
	10	PPERCO	Coeficiente de percolación de fósforo	10 m ³ /Mg	10 - 17.5	Fósforo del entorno
	11	ERORGP	Proporción de enriquecimiento de fósforo orgánico	-	0 - 5	Fósforo del entorno
	12	PSP	Coeficiente de sorción de fósforo	-	0.01 - 0.7	Fósforo del entorno
	13	SOL_ORGP	Concentración inicial de fósforo orgánico en la capa superficial del suelo	mg/kg	0 - 100	Fósforo inicial
	14	P_UPDIS	Parámetro de distribución de absorción de fósforo	-	0 - 100	Absorción del fósforo
	15	PHOSKD	Coeficiente de partición del suelo de fósforo	-	100 - 200	Fósforo del entorno

Fuente: Arnold et al., (2012); Me et al., (2015).

4.2.3.- Evaluación de desempeño para modelación de caudales y nutrientes.

La evaluación de desempeño se llevará a cabo mediante los indicadores de bondad de ajuste planteados por Moriasi et al. (2007) para las simulaciones de caudales y nutrientes, los cuales se describen a continuación:

Coefficiente de determinación (R²): Indica la proporción de la variación de datos medidos explicada por el modelo. Varía entre 0 y 1, donde al obtener valores más altos indican menos variación de error.

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

Coefficiente de eficiencia Nash – Sutcliffe (NSE): Indica una estadística normalizada que determina la magnitud relativa de la varianza residual en comparación con la varianza de los datos medidos. Varía entre -∞ a 1, donde los valores más cercanos a 1 indican mejor desempeño.

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2} \right] \quad (\text{Ec. 3})$$

Porcentaje BIAS (PBIAS): Indica si la tendencia media de los datos simulados es más grandes o pequeños, respecto a los datos observados. El valor optimo es 0.0 ya que un valor positivo indica un sesgo de subestimación del modelo, mientras que los valores negativos indican un sesgo de sobreestimación.

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) * 100}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})} \right] \quad (Ec. 4)$$

Índice de Kling Gupta (KGE): Es una optimización de la función de eficiencia de Nash-Sutcliffe y permite que las subestimaciones de los caudales peak no sean tan graves en comparación al indicador NSE (Gupta et al., 2009).

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\beta - 1)^2 + (\gamma - 1)^2} \quad (Ec. 5)$$

Donde r es el coeficiente de correlación del momento de Pearson entre datos observados y simulados; β es la media de datos simulados sobre la media de datos observados; γ es la desviación estándar de datos simulados sobre la desviación estándar de datos observados.

Para evaluar la precisión del modelo en la simulación de caudales y nutrientes en la cuenca se seguirán los rangos de clasificación de Moriasi et al. (2007) y Gupta et al. (2009) detallados en la tabla 11, donde se utilizarán los tests de bondad de ajuste NSE, R2, PBIAS y KGE. Los tests NSE y R2 miden qué tan bien se ajustan los valores simulados a los observados, con valores cercanos a 1 indicando un buen ajuste. El PBIAS evalúa el sesgo en la simulación, con valores cercanos a cero indicando una baja diferencia entre los valores simulados y observados. El test KGE es una métrica de eficiencia que combina tres componentes: correlación, eficiencia de variabilidad y eficiencia de dispersión, para evaluar la calidad del ajuste entre los datos observados y los datos simulados, donde un valor cercano a 1 indica un buen ajuste del modelo.

Tabla N°11. Clasificaciones de rendimiento general para las estadísticas recomendadas para un período de tiempo mensual.

Clasificación de Rendimiento	R2	NSE	KGE	PBIAS (%)	
				Caudal	N, P
Muy Bueno	$0,80 < R2$	$0,75 < NSE \leq 1,0$	$0,75 < KGE \leq 1,0$	$PBIAS < \pm 10$	$PBIAS < \pm 25$
Bueno	$0,70 < R2 \leq 0,80$	$0,65 < NSE \leq 0,75$	$0,65 < KGE \leq 0,75$	$\pm 10 \leq PBIAS < \pm 15$	$\pm 25 \leq PBIAS < \pm 40$
Satisfactorio	$0,60 < R2 \leq 0,70$	$0,50 < NSE \leq 0,65$	$0,50 < KGE \leq 0,65$	$\pm 15 \leq PBIAS < \pm 25$	$\pm 40 \leq PBIAS < \pm 70$
Insatisfactorio	$R2 \leq 0,60$	$NSE \leq 0,50$	$KGE \leq 0,50$	$\pm 25 \leq PBIAS$	$\pm 70 \leq PBIAS$

Fuente: Moriasi et al., (2007); Gupta et al., (2009).

4.3.- Calculo de contaminantes por fuentes puntuales y difusas

A través de la modelación de nutrientes, se realizará la cuantificación del nitrógeno y fósforo total en la cuenca durante el periodo de 2004 a 2019, teniendo en cuenta las descargas provenientes de fuentes puntuales según se muestra en la tabla 12. Se determinará la contribución relativa de las fuentes puntuales y difusas utilizando la ecuación 6, donde se aplicará la diferencia simple entre las cargas simuladas por el modelo y las descargas provenientes de las fuentes puntuales. De esta manera, se obtendrá una estimación de las cargas de nutrientes provenientes de las fuentes difusas en la cuenca. La figura 19 muestra la distribución espacial de las fuentes puntuales.

Tabla N°12. Fuentes puntuales en la cuenca río Duqueco.

Tipo de fuente	N° Fuente	Complejo	Caudal diario (m ³)	NT (kg)	PT (kg)	SST (Kg)	DBO (kg)
Industrial	IND 1	Planta de Tratamiento de Aguas Servidas, comuna de Quilleco (Municipalidad)	483,10	0	0	0	0
Industrial	IND 2	Relleno Sanitario Montenegro	54	4,32	0	5,4	13,5
Industrial	IND 3	Planta Remanufactura Aserradero JCE	-	-	-	-	-
Industrial	IND 4	Piscicultura Pichicoreo Ltda	43,20	0	0	0	0
Industrial	IND 5	Centro de Precria, Parto, Postparto y Ternera fondo Curi	57	0	0	0	0
Domestico	DOM 1	Planta de Tratamiento de Aguas Servidas - Quilleco	0,15	17	4	74	73,85

Fuente: SISS (2019)

$$C_{D(NT,PT)} = C_{T(NT,PT)} + D_{P(NT,PT)} \quad (\text{Ec. 6})$$

Donde:

C_D = Carga de nutriente por fuente difusa. [ton/mes]

C_T = Carga total de nutriente simulada. [ton/mes]

D_P = Descargas de nutriente por fuentes puntuales. [ton/mes]

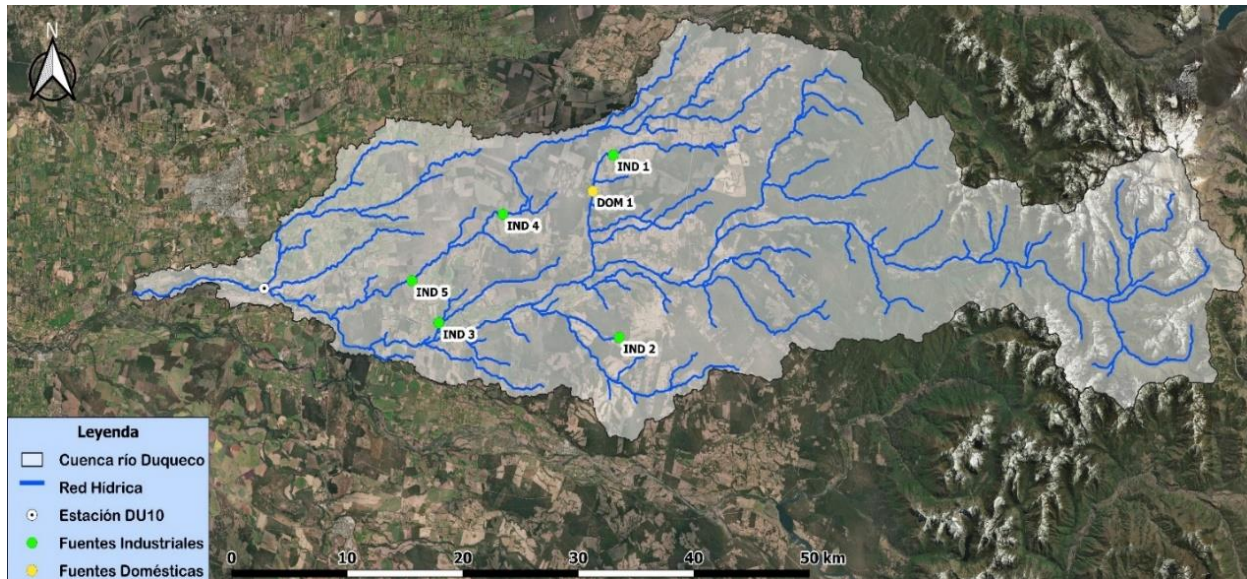


Figura N°19. Ubicación de fuentes puntuales en la cuenca río Duqueco.

Fuente: Elaboración propia en base a SISS (2019).

4.4.- Modelación de nutrientes mediante cambio de usos de suelo

El cambio de uso de suelo se estimará para el análisis de dos escenarios experimentales en comparación a la línea base (LB), que corresponde al modelo con usos de suelo del año 2015.

El primer escenario (E1) se reemplazará todo el terreno agrícola de la cuenca por bosque nativo, mientras que el segundo escenario (E2) se reemplazará el 50% de uso por plantaciones forestales a bosque nativo de forma manual, intercambiando el uso de suelo forestal en donde se posicionan las subcuencas de fuentes puntuales. Estos cambios en el uso del suelo permitirán analizar si se produce un aumento o disminución en la concentración de nutrientes en la cuenca al disminuir el terreno agrícola o bosque forestal.

La cuantificación de nutrientes se efectuará mediante la interfaz QSWAT, generando nuevas URH para los escenarios experimentales y se ajustarán los parámetros (tablas 8 y 10) de solo aquellas URH con igual en pendiente, uso y tipo de suelo, respecto a las modeladas y ajustadas en la línea base.

Para el presente estudio se plantearán los siguientes supuestos:

- Los usos de suelo fueron agrupados por sus características para ser homologados por SWAT, ya que el modelo no contempla los usos de suelo locales.
- Para los datos observados de nutrientes se aplicó una conversión considerando los caudales mensuales de la estación río Duqueco en Cerrillos.
- Los datos observados de nutrientes en un día específico se consideran representativos para todo el mes.
- Las fuentes puntuales son instituciones operativas desde 2004 hasta 2019 con igual concentraciones para todos los años, además los nutrientes después de la descarga no sufren pérdidas en las concentraciones hasta llegar a la desembocadura.

5.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1.- Modelo SWAT

A) Datos espaciales

- **Modelo de elevación digital**

La figura 20 muestra la delimitación de la cuenca que se realizó mediante el modelo de elevación digital STRM (Shuttle Radar Topography Mission) con dimensión de 30x30 metros de resolución.

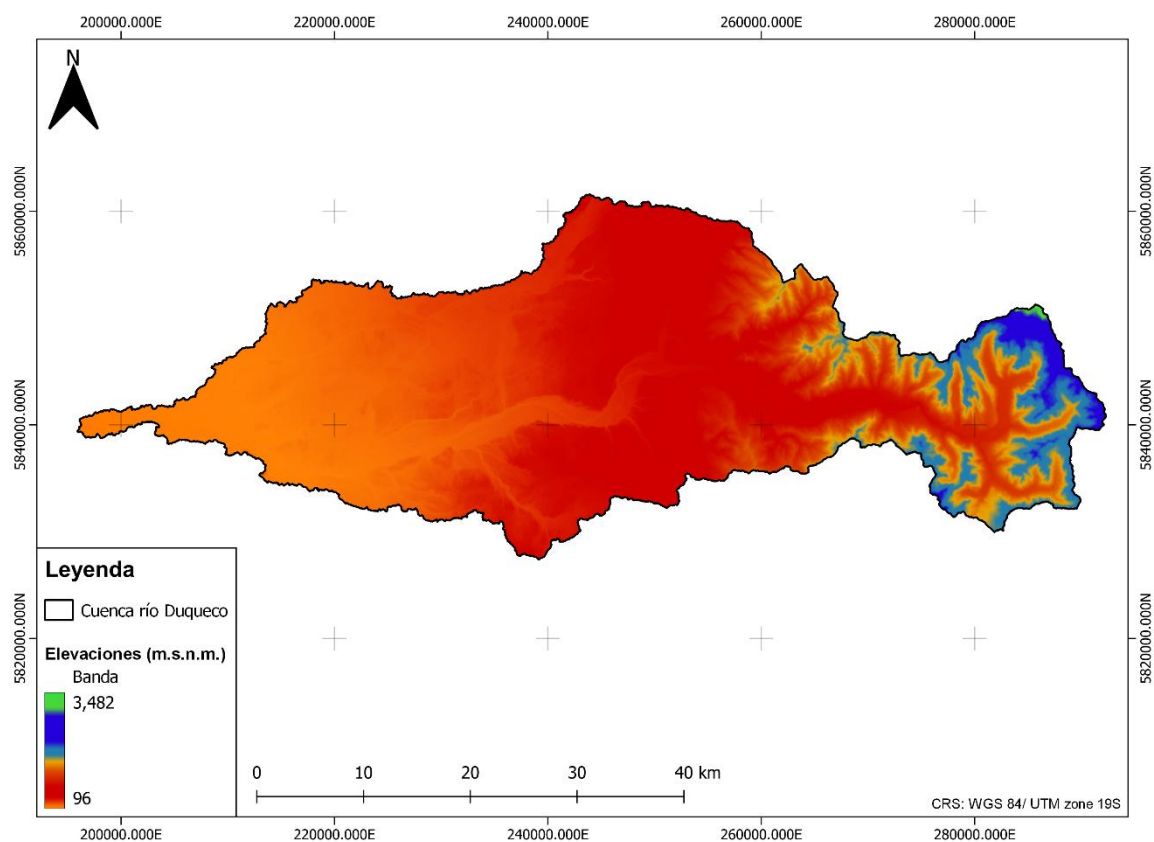


Figura N°20. Elevaciones cuenca río Duqueco

Fuente: Elaboración propia en base a USGS.

- **Usos de suelo**

La figura 21 muestra la distribución de usos de suelo de la cuenca río Duqueco, donde predominan los usos de plantación forestal (41,14%), bosque nativo (29,50%) y terreno agrícola (21,35%). Las plantaciones forestales predominan en la parte media de la cuenca, los bosques nativos en la zona media-alta y cordillerana de la cuenca y los terrenos agrícolas la parte media-baja y baja de la cuenca.

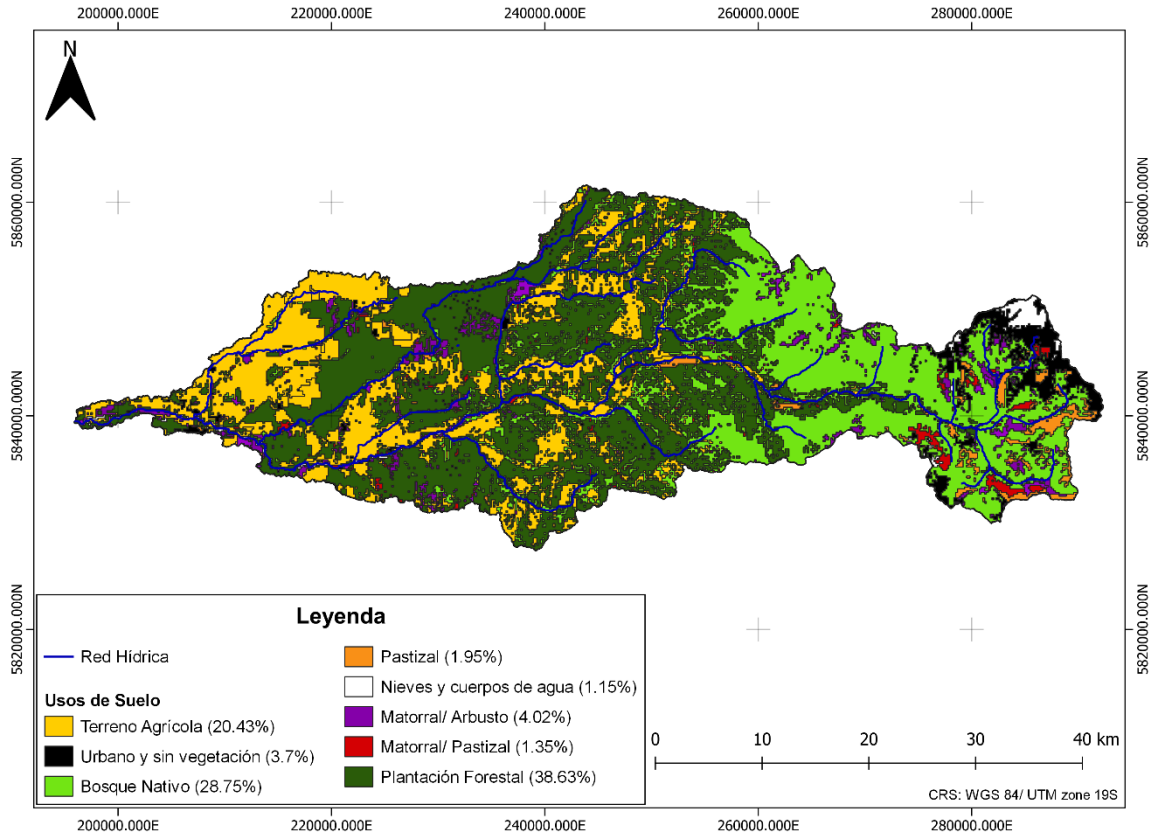


Figura N°21. Usos de suelo cuenca río Duqueco.

Fuente: IDE – CHILE, (2019).

En el modelo SWAT, los usos de suelo/tipo de cultivo se representan mediante códigos compuesto de cuatro letras, donde se incluyen variables de biomasa-energía, temperatura base, profundidad máxima de raíz, fracción de área total, el número curva, entre otros.

En la tabla 13 se detallan las coberturas/uso de suelo que pertenecen a la cuenca, y el código correspondiente de la base de datos de SWAT para suelo/tipo de cultivo o urbano.

Tabla N°13. Usos de suelo presentes en la cuenca asociados a la base de datos SWAT.

Uso de suelo	Código SWAT
Bosque Nativo	FRSD
Cuerpos de agua y nieve	WATR
Matorral/Arbusto	RNGB
Matorral/Pastizal	RNGE
Pastizal	PAST
Plantación Forestal	PINE
Terreno Agrícola	AGRL
Urbano/Industrial (baja densidad) y sin vegetación	URLD

Fuente: Elaboración propia en base a Neitsch et al., (2011).

- **Tipos de suelo**

La distribución de suelo se representa en la figura 22, donde principalmente destacan la serie Santa Barbara (59,7%), distribuyéndose desde la zona media hasta la zona alta cordillerana, seguido por la serie Coreo (26,22%) desde la zona media hasta la desembocadura de la cuenca. Las características de cada tipo de suelo se detallan en la tabla 14.

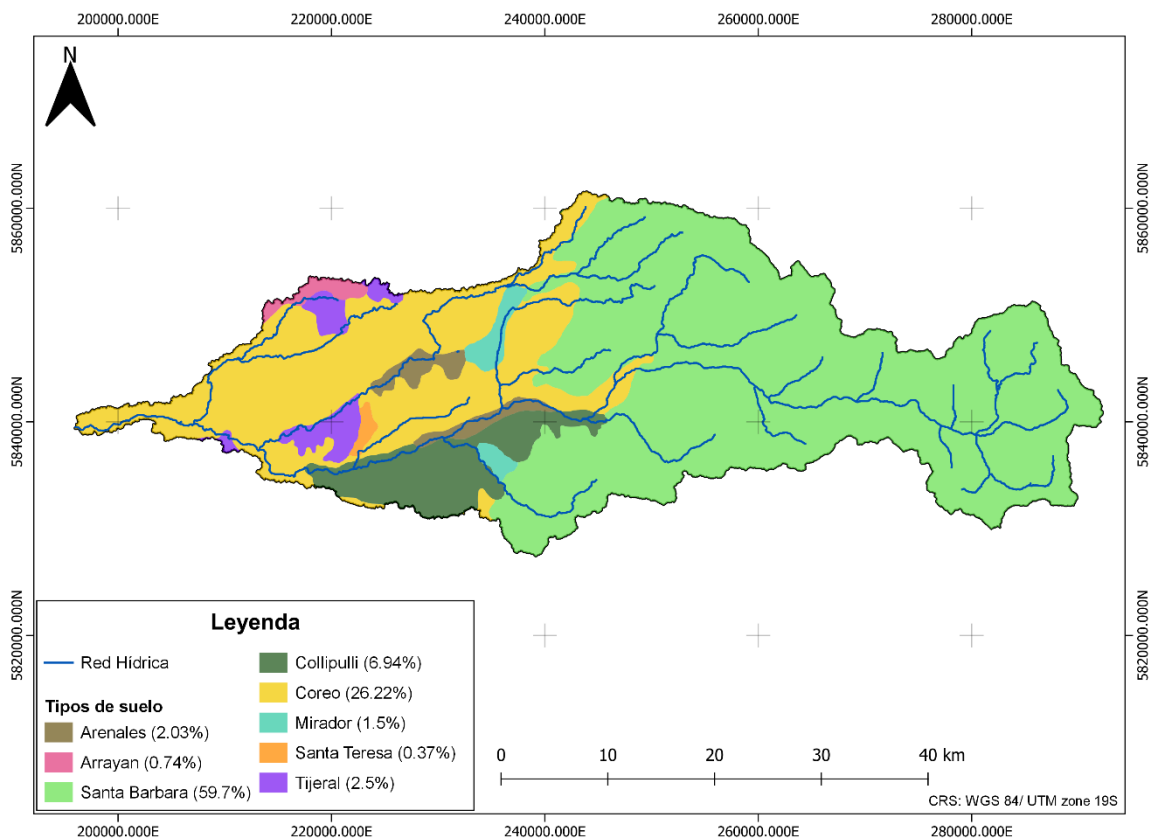


Figura N°22. Tipos de suelo cuenca río Duqueco.

Fuente: CIREN, (1999).

Tabla N°14. Características de tipos de suelo presentes en la cuenca río Duqueco.

Suelo	Descripción	Drenaje	Permeabilidad	Escorrentamiento superficial
Arenales	Suelo aluvial derivado de arenas volcánicas de color negro, reciente, profundo y de origen andesítico y basáltico.	Bueno a excesivo	Rápida a muy rápida	Lento
Arrayán	Suelos muy profundos formados por recientes cenizas volcánicas depositadas sobre un substrato no relacionado, con dominancia de textura franco-limosa.	Bueno	Moderada	Lento
Collipulli	Suelo evolucionado y desarrollado a partir de cenizas volcánicas antiguas, depositado en substrato constituido por conglomerado fluvio-glacial parcialmente meteorizado	Bueno a imperfecto	Moderada a moderadamente lenta	Moderado
Coreo	Suelo aluvial de arenas color negro de origen andesíticos y basálticos.	Excesivo	Muy rápida	Muy lento
Mirador	Suelo sedimentario, profundo y desarrollado bajo condiciones de humedad moderada, depositado en substrato fluvio-glacial parcialmente meteorizado	Moderado a imperfecto	Moderadamente lento	Rápido
Santa Bárbara	Suelo poco evolucionado, formado sobre cenizas volcánicas recientes depositado en substrato fluvio-glacial.	Bueno	Moderada	Moderadamente lento
Santa Teresa	Suelo aluvial reciente, moderadamente profundo, presentando texturas gruesas en todo el pedón.	Pobre	Moderada	Moderado
Tijeral	Suelo de origen aluvial formado por cenizas volcánicas recientes y arenas muy finas de composición andesítico y basálticas.	Buena	Moderada	Moderado

Fuente: Martínez, R. (2014).

B) Datos meteorológicos

Los datos de precipitaciones y temperaturas extremas, en escala temporal diaria, se obtuvieron a través de la base de datos de CR2met (2020), por cada centroide de las subcuencas determinadas por el modelo como se muestra en la figura 23. Los datos de CR2met se basan en un método de regionalización estadística de datos del reanálisis atmosférica ERA-interim (datos disponibles en grillas de 70km aprox.). Los datos meteorológicos se disponen para el territorio de Chile continental en una grilla rectangular de 0,05° latitud-longitud (5km aprox.) en un periodo de 1979-2019. A diferencia de las estaciones de la DGA, esta base de datos permite obtener el conjunto completo de datos climáticos en la cuenca para los periodos de interés, sin falta de alguno de ellos (considerando que el modelo no permite periodos sin registros de precipitación).

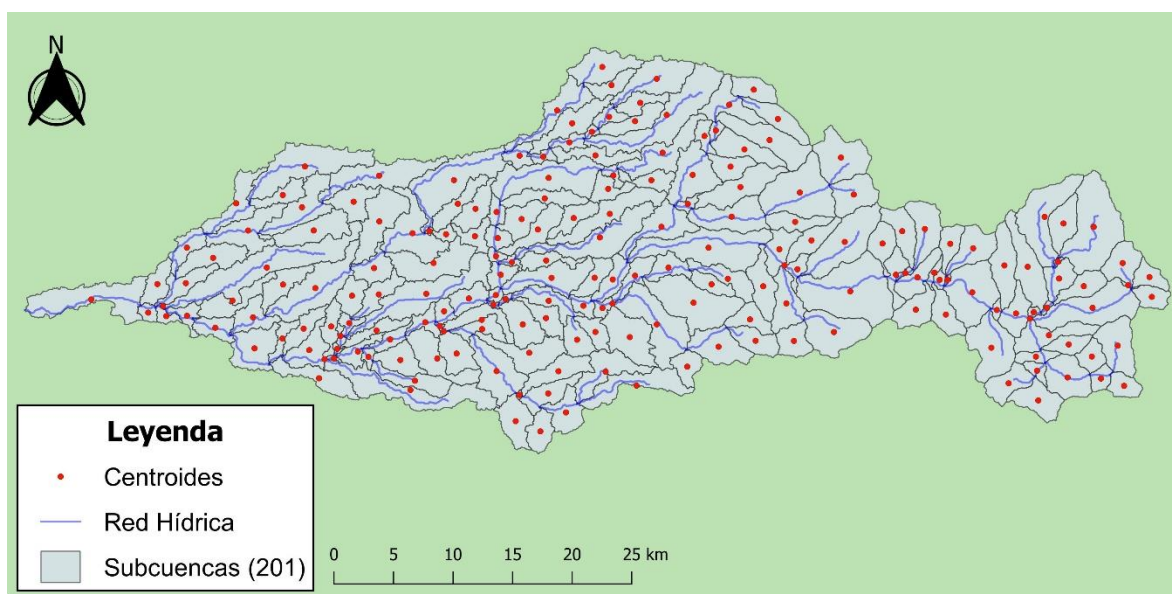


Figura N°23. Subcuencas y centroides de la cuenca río Duqueco.

Fuente: Elaboración propia a través de QGIS.

5.2.- Calibración y validación del modelo SWAT

5.2.1.- Caudales Mensuales

- Sensibilidad de parámetros

En la figura 24 se presenta la sensibilidad de cada parámetro utilizado para calibración de caudales medios mencionados en la tabla 8, donde los más sensibles ($P < 0,05$) para la estación Villucura son cinco (CN2, GW_DELAY, SOL_K, SLSUBBSN y GWQMN) y para Cerrillos tres (CN2, ESCO y SOL_K). Para toda la cuenca se destaca principalmente la sensibilidad en el parámetro curva número (CN2), el cual determina directamente la generación de escorrentía superficial ya que es una función combinada de permeabilidad del suelo, usos de suelo y humedad del suelo (Boughton, W., 1989; Bosznay, M., 1989), Niraula et al., (2012) sugiere que este parámetro es de primordial importancia aplicarlo en cualquier cuenca hidrológica para calibración de flujo para verificar el comportamiento de escorrentía debido a la relación de sus componentes climatológicos y geográficos. Otro parámetro con gran sensibilidad es la conductividad hidráulica de agua saturada (SOL_K), el cual influye en el proceso de infiltración y relaciona la descarga de agua del suelo y el gradiente hidráulico, y puede ser utilizado para medir la dificultad del movimiento del agua en el suelo (Wilson et al., 1989). También resultó ser un parámetro de alta sensibilidad con influencia en el agua subterránea es el tiempo de retardo del agua subterránea (GW_DELAY), centrado en la zona no saturada del suelo y el tiempo de demora entre el perfil del suelo y la incorporación al cauce depende netamente de la profundidad del nivel freático del suelo y las propiedades hidráulicas de las formaciones geológicas en las zonas vadosas y de agua subterránea (Arnold et al., 2013), viéndose también influenciada por la tasa de infiltración del suelo y las pendientes pronunciadas. Para Cerrillos también destaca la sensibilidad en el proceso de evapotranspiración con el coeficiente de evaporación del suelo (ESCO) que, al disminuir su valor, el modelo obtiene más agua de la que requiere la evaporación de las capas subyacentes, lo que conduce a una mayor evaporación del suelo y una disminución escorrentía superficial. Mientras que para Villucura los parámetros sensibles se reflejan en la pendiente de la subcuenca (SLSUBBSN), que relaciona la cantidad de flujo generado y el tiempo de concentración (Cibin et al., 2012), y la profundidad de agua en el acuífero superficial (GWQMN), incidiendo en las escorrentías de aguas

subterráneas, pudiendo a generar gran impacto en acuíferos poco profundos (Gao et al., 2018).

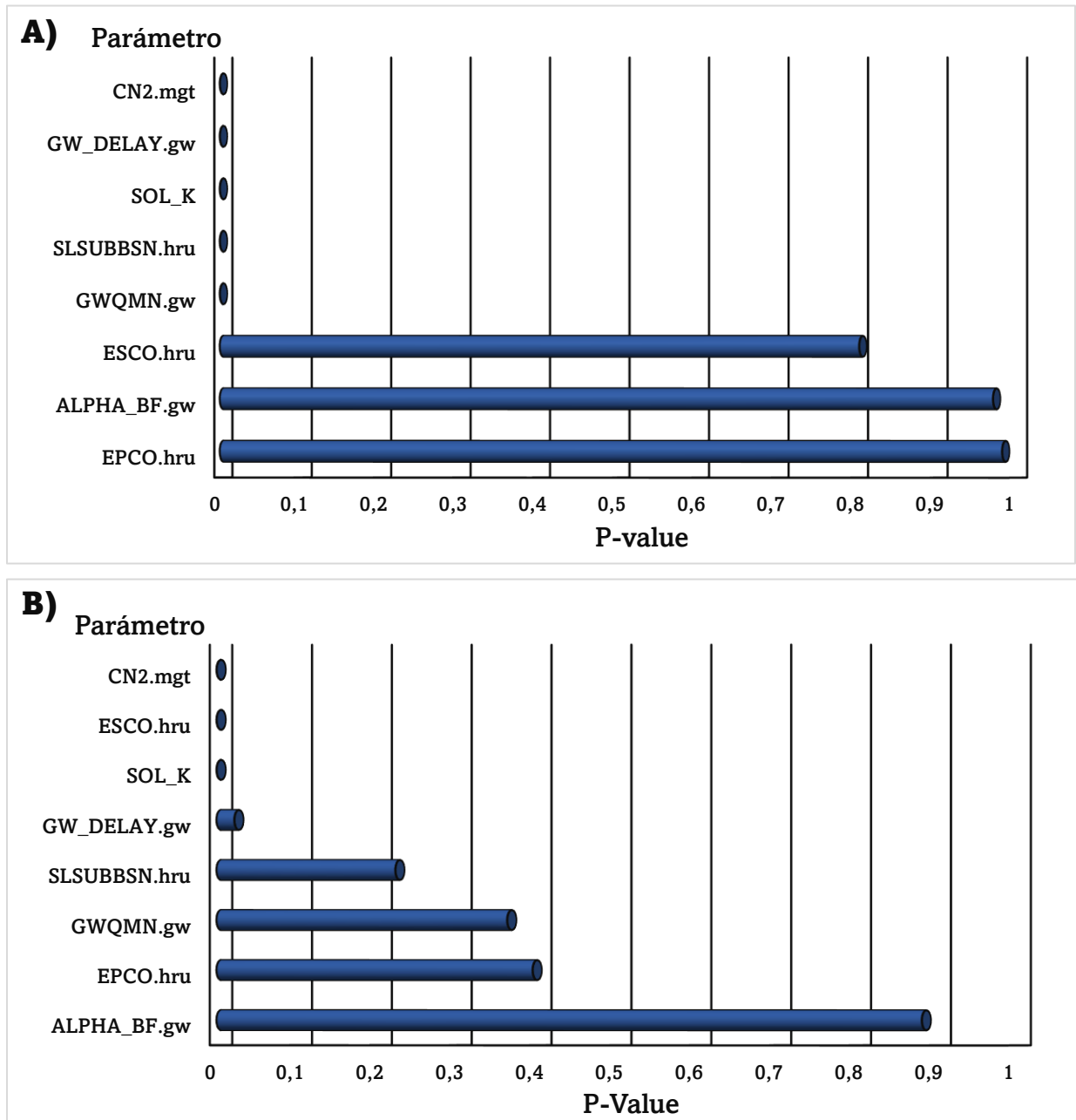


Figura N°24. Sensibilidad por parámetro en la simulación de caudal mensual, correspondientes para la estación A) Villucura y B) Cerrillos.

Fuente: Elaboración propia.

- Calibración

Las figuras 25 y 26, muestra el comportamiento mensual de caudales de ambas estaciones, coincidiendo bien con los caudales bajos, mientras que tiende a subestimar los flujos máximos de invierno en los años 2005, 2006, 2008 y 2009 en ambas estaciones, añadiendo el año 2003 para la estación Villucura. Esta observación es coincidente con estudios realizados por Rostamian et al. (2008); Tolson & Shoemaker (2004) y Meaurio et al. (2015), quienes además afirman que para eventos climáticos extremos donde aumenta significativamente el caudal, el modelo SWAT no predice de forma acertada estos fenómenos, lo que lleva a subestimar o sobreestimar el flujo. El caudal máximo se registra en el mes de julio del año 2006, con valores de 183,93 [m³/mes] observado y 138,6 [m³/mes] simulado en la estación Villucura, y 245,38 [m³/mes] observado y 191 [m³/mes] simulado en la estación Cerrillos.

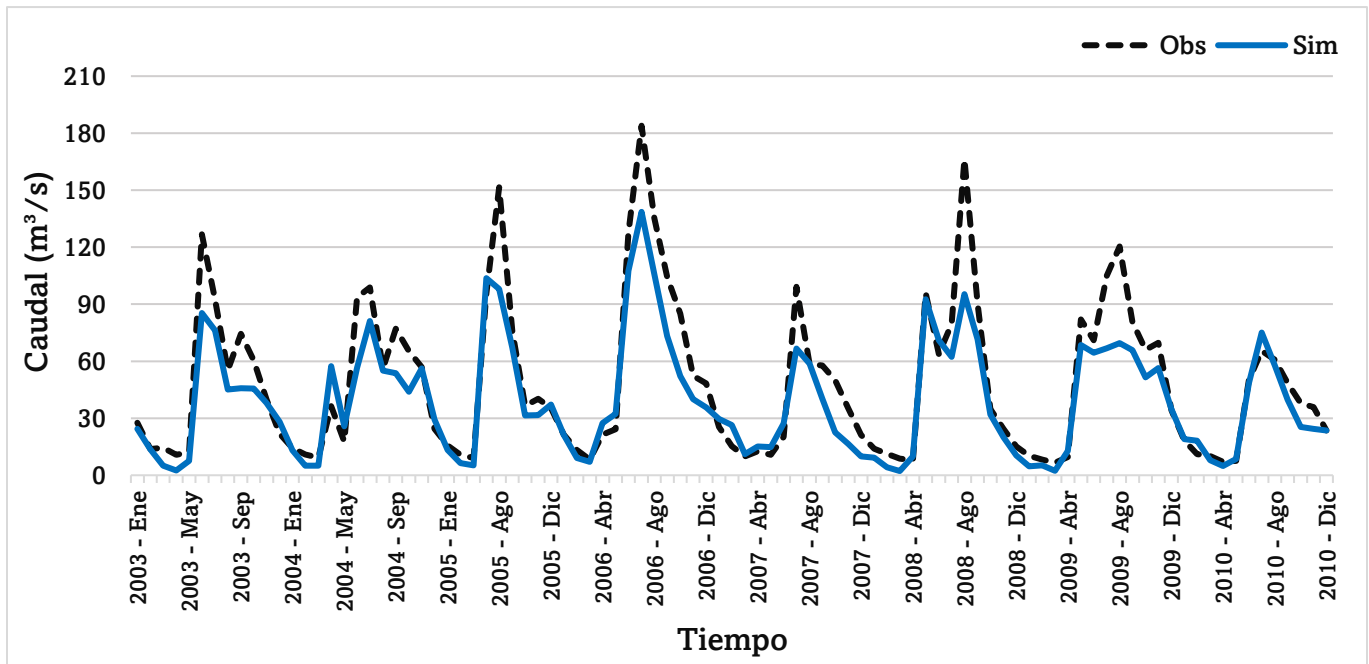


Figura N°25. Caudales medios mensuales para periodo de calibración en la estación río Duqueco en Villucura.

Fuente: Elaboración propia.

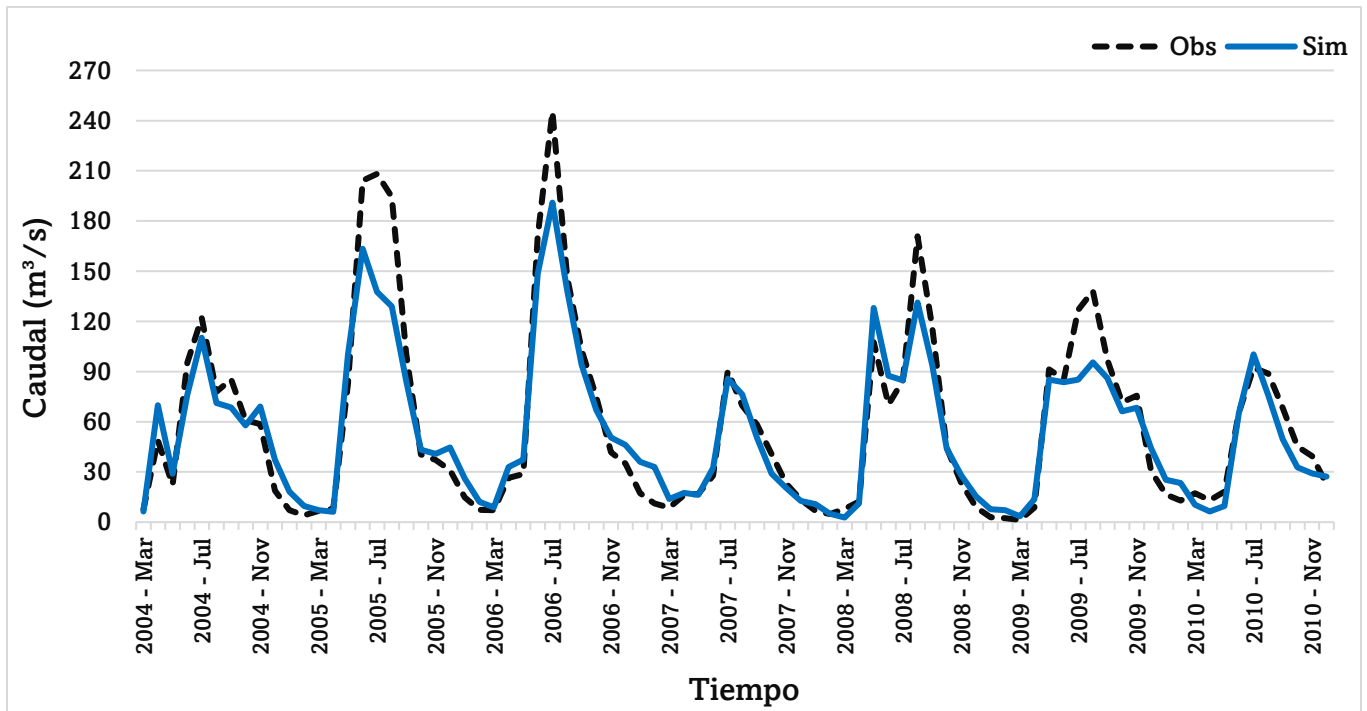


Figura N°26. Caudales medios mensuales para periodo de calibración en la estación río Duqueco en Cerrillos.

Fuente: Elaboración propia.

- Validación

Las figuras 27 y 28 muestran los caudales modelados para el periodo de validación de ambas estaciones, con buena predicción para caudales bajos y subestimación en caudales máximos de época invernal, similar al periodo de calibración. Los años de mayor subestimación en las estaciones son 2011, 2014 y 2017, siendo el mes de agosto del 2014 el “peak” más representativo, con valores de 144,54 [m³/mes] observado y 91,15 [m³/mes] simulado en Villucura, y 194,05 [m³/mes] observado y 117,1 [m³/mes] simulado de la estación Cerrillos.

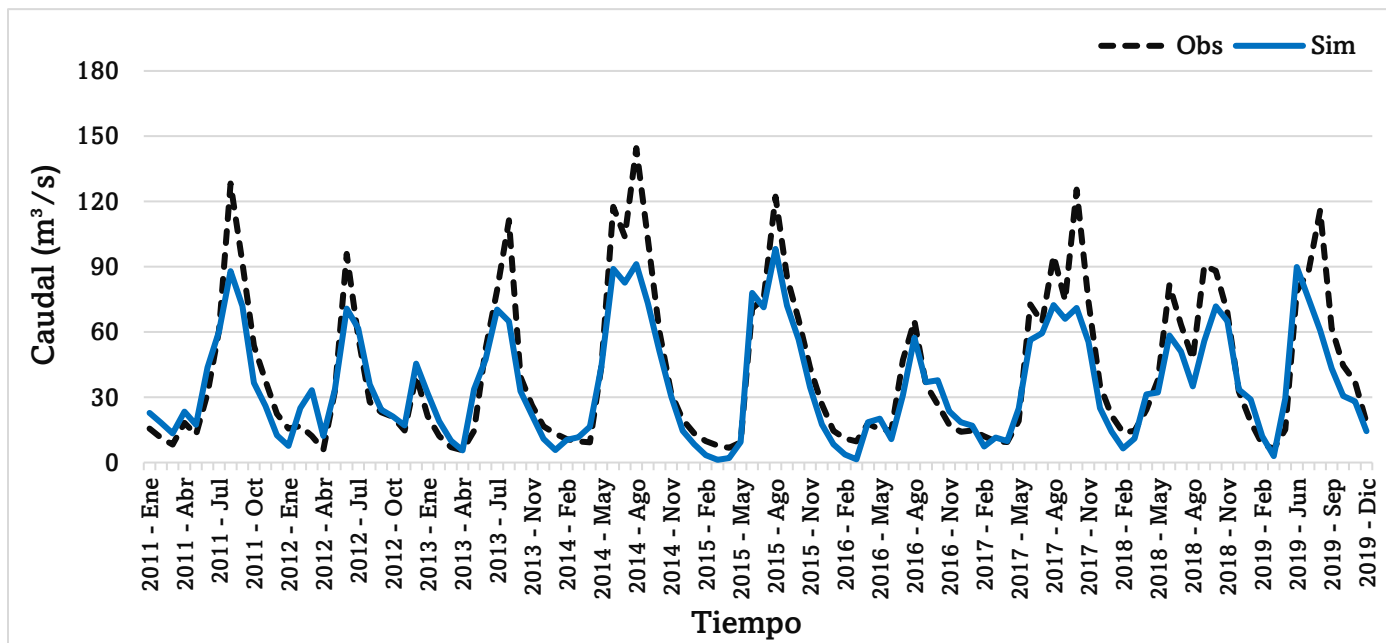


Figura N°27. Caudales medios mensuales para periodo de validación en la estación río Duqueco en Villucura.

Fuente: Elaboración propia.

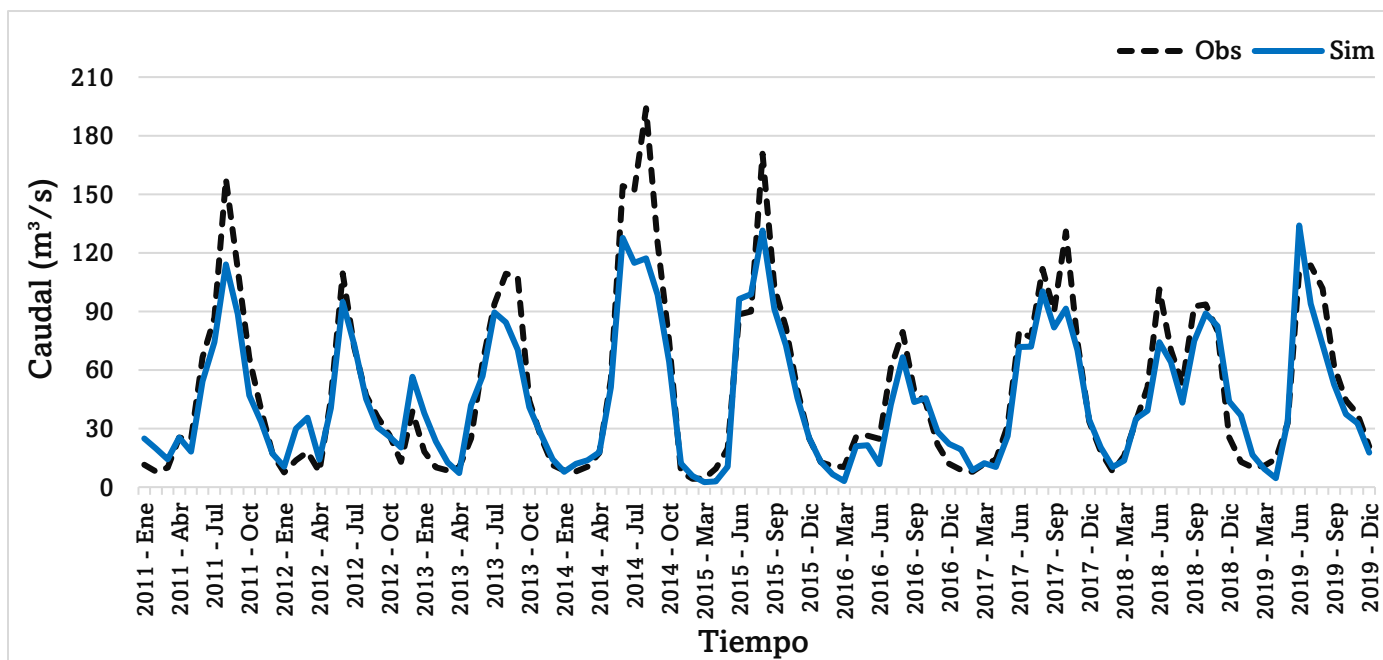


Figura N°28. Caudales medios mensuales para periodo de validación en la estación río Duqueco en Cerrillos.

Fuente: Elaboración propia.

En la tabla 15 se presenta el desempeño del modelo a través de valorización en los indicadores de bondad de ajuste. Para el periodo de calibración (2003 – 2010) y validación (2011 – 2019), el modelo se desempeña como “Bueno” Villucura y “Muy Bueno” para Cerrillos. Los valores de NSE y R2 muestran que hay buena coincidencia entre las tendencias de los datos observados y simulados, lo que indica una gran capacidad predictiva del modelo para generar datos estimados. KGE también denota una buena relación entre la temporalidad, magnitud y variabilidad de los datos simulados. En cuanto al índice de PBIAS, se observan valores positivos para ambas subcuencas, lo que sugiere que el modelo subestimó los caudales simulados durante todo el período de modelación, especialmente en la subcuenca de Villucura. Analizando los resultados, se concluye que el modelo es capaz de predecir los caudales mensuales de manera adecuada.

Tabla N°15. Valores de indicadores de bondad de ajuste para periodos de calibración y validación, de caudales medios mensuales.

		Calibración		Validación	
Estación	Test	Valor	Desempeño	Valor	Desempeño
Cerrillos	NSE	0,89	Muy Bueno	0,87	Muy Bueno
	R ²	0,93		0,91	
	PBIAS	6,5		9,7	
	KGE	0,77		0,76	
Villucura	NSE	0,8	Bueno	0,8	Bueno
	R ²	0,9		0,88	
	PBIAS	19,1		14,7	
	KGE	0,68		0,68	

Fuente: Elaboración propia.

- Ajuste de parámetros

La tabla 16 muestra los parámetros cuya influencia incide en el comportamiento de caudal de la cuenca utilizados en escala mensual, entregando los valores optimizados para las estaciones Cerrillos y Villucura.

Tabla N°16. Valor optimizado de parámetros utilizados para calibración de caudales medios mensuales, para las estaciones fluviométricas.

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor optimizado	
			Cerrillos	Villucura
ALPHA_BF	Coeficiente de recesión del flujo base	Día	0.67	0.61
CN2	Curva número	%	66.5	56.48
EPCO	Factor de compensación de absorción de la planta	-	0.75	0.88
ESCO	Coeficiente de evaporación del suelo	-	0.34	1.17
GW_DELAY	Tiempo de retardo del agua subterránea	Día	64	30
GWQMN	Profundidad de agua en el acuífero superficial	mm	1,901	2,814
SOL_K	Conductividad hidráulica del agua saturada	%	0.1	1.15
SLSUBBSN	Pendiente de subcuenca	%	114.5	9.3

Fuente: Elaboración propia.

5.2.2.- Caudales diarios

- Sensibilidad de parámetros

En la figura 29 se muestra la sensibilidad de los parámetros, donde en ambas estaciones se presentan cinco parámetros sensibles con influencia en escorrentía superficial (SOL_BD, SLSUBBSN, HRU_SLP, CN2 y SURLAG); dos parámetros para procesos en aguas subterráneas (GW_DELAY y GWQMN); GW_REVAP para recarga de flujo base y ESCO para generación de evapotranspiración. Además, la estación Villucura presenta sensibilidad en el parámetro EPCO que influye en escorrentía superficial, y Cerrillos en el parámetro RCHRG_D influyente en procesos de agua subterránea.

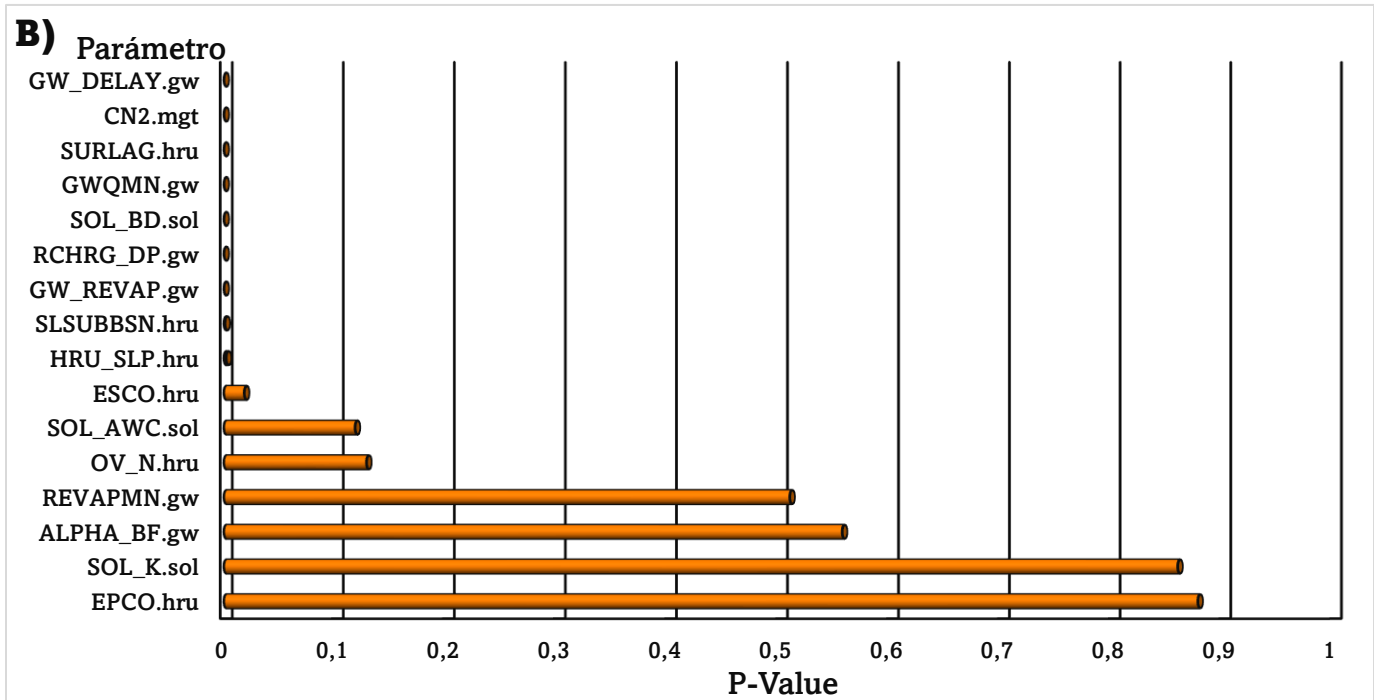
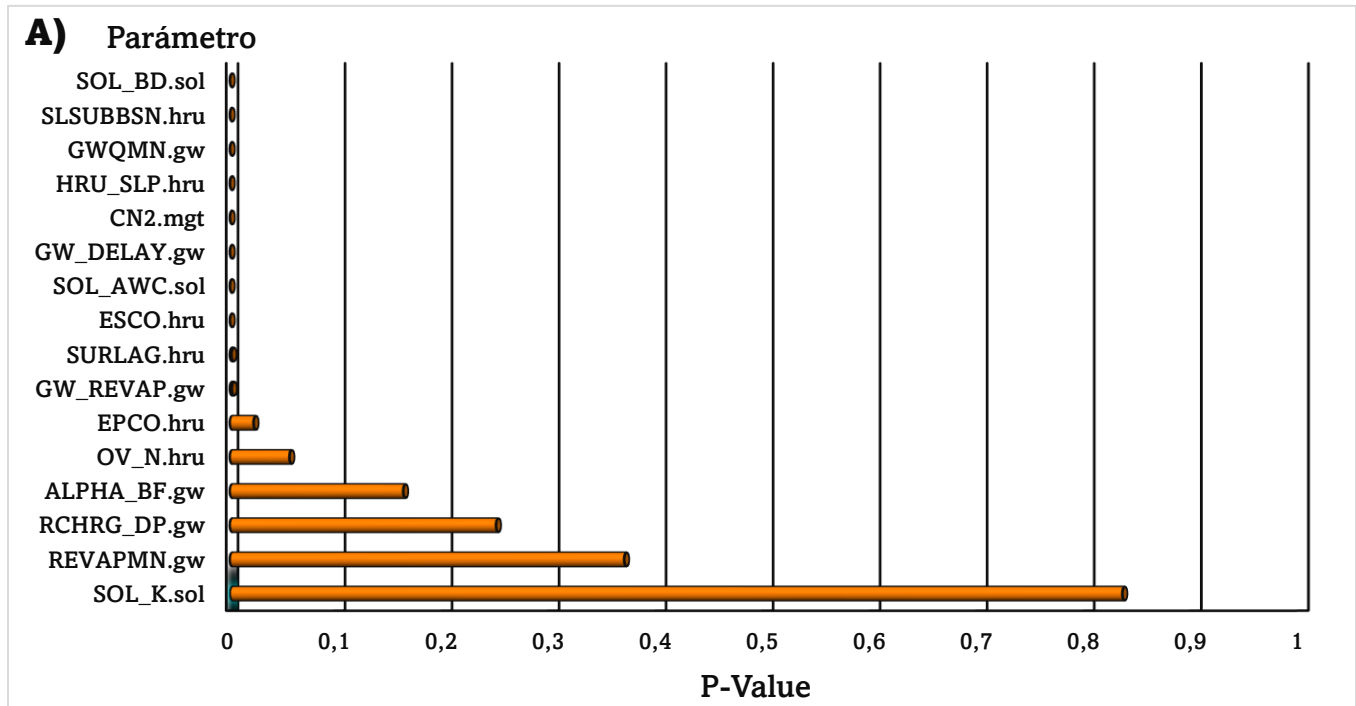


Figura N°29. Sensibilidad por parámetro en la simulación de caudales diarios, correspondientes para la estación A) Villucura y B) Cerrillos.

Fuente: Elaboración propia.

- Calibración

Los caudales diarios integran mayor cantidad de datos, y representaron mayor cantidad de eventos extremos como se muestra en las figuras 30 y 31. El modelo logró una estimación bastante buena para la simulación de caudales bajos, mientras que los “peaks” de caudales máximos de periodo invernal presentan subestimación, destacando la mayor subestimación en el año 2006 el día 11 de julio, donde la estación Villucura presenta 835 [m³/día] observado y 389,6 [m³/día] simulado, y Cerrillos 1554 [m³/día] observado y 512,7 [m³/día].

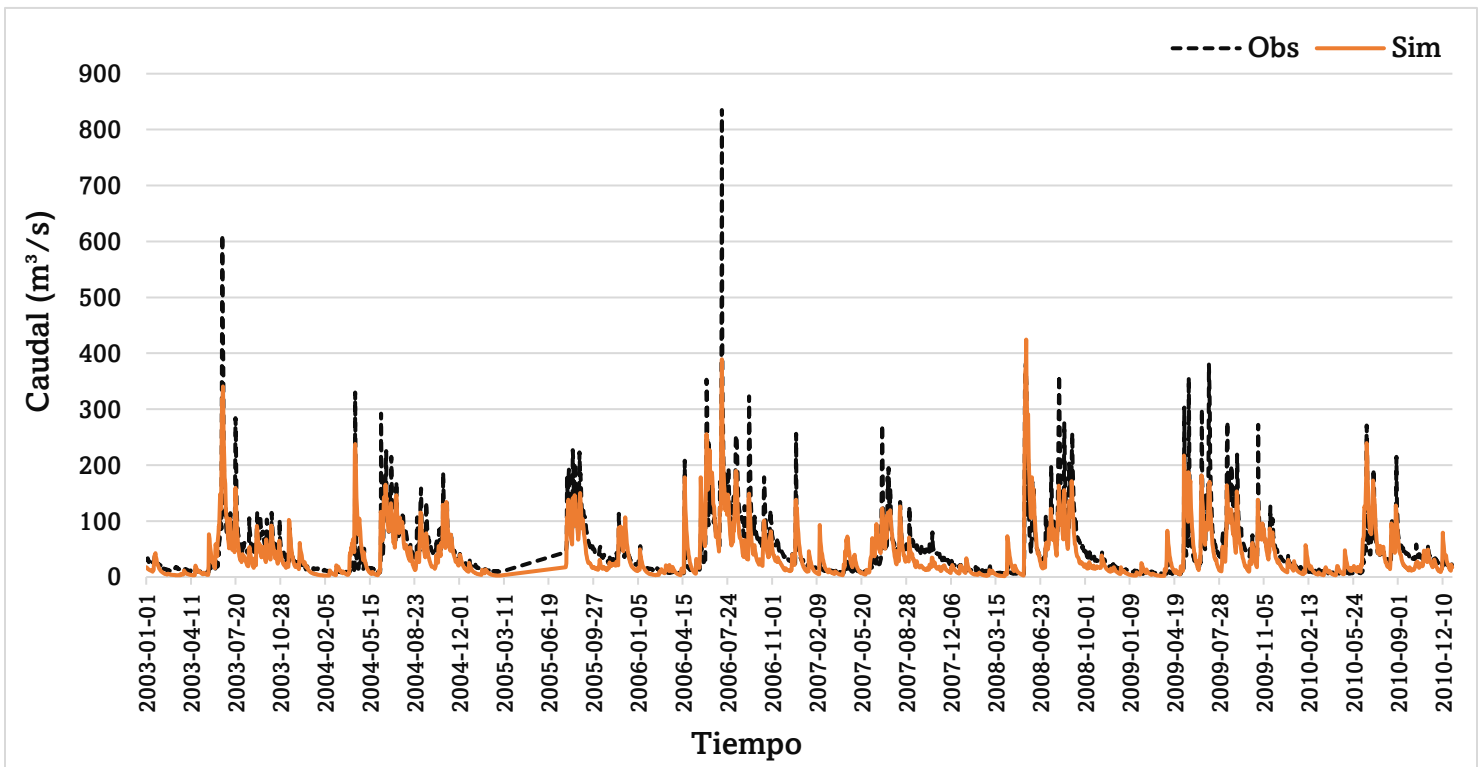


Figura N°30. Caudales medios diarios para periodo de calibración en la estación río Duqueco en Villucura.

Fuente: Elaboración propia.

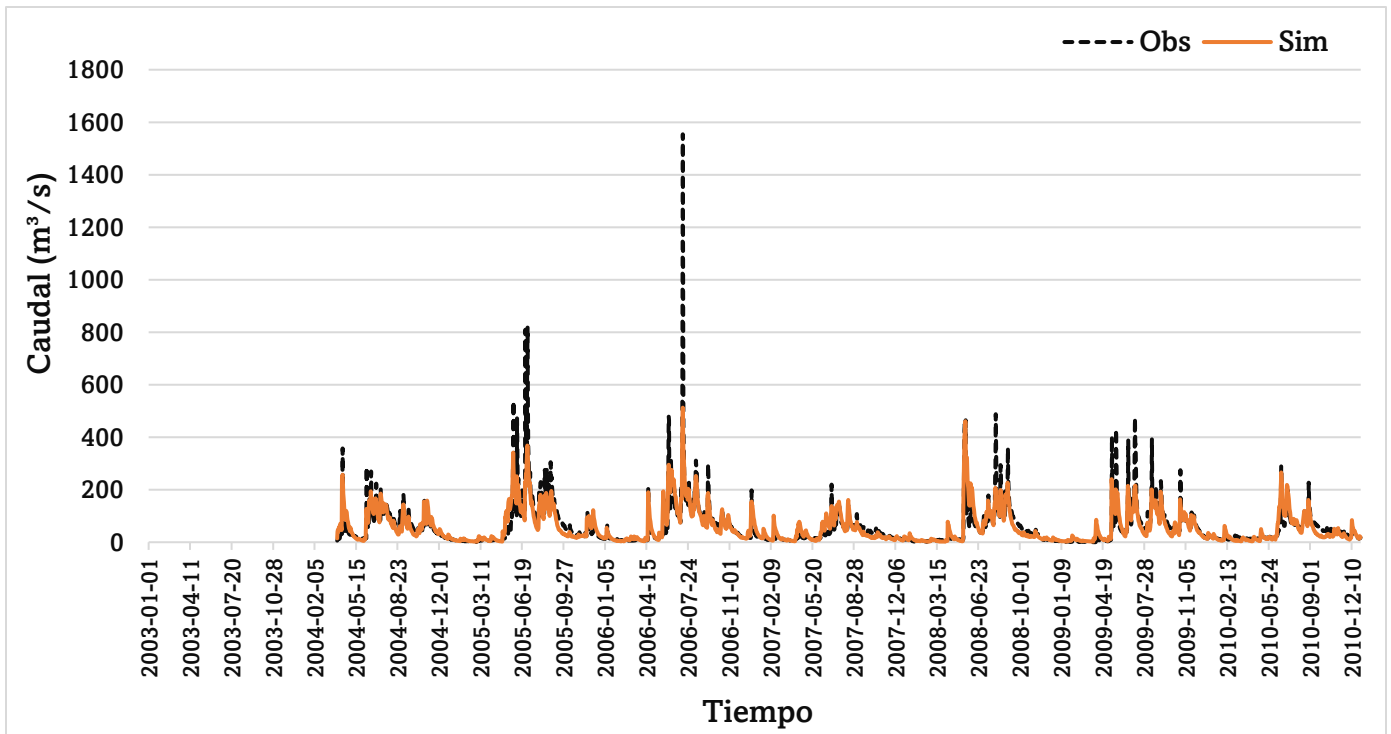


Figura N°31. Caudales medios diarios para periodo de calibración en la estación río Duqueco en Cerrillos.
Fuente: Elaboración propia.

- Validación

En las figuras 32 y 33, a diferencia de la calibración, en el periodo de validación se presentan más cantidad de subestimaciones en los caudales máximos de época invernal, destacando en Villucura en el año 2014 el mayor “peak” el día 02 de agosto de 2014, con 441 [m³/día] observado y 276,9 [m³/día] simulado, y para la estación Cerrillos el día 29 de julio del mismo año con 776 [m³/día] observado y 220,6 [m³/día]. Mientras que los caudales bajos fueron bien simulados para ambas estaciones.

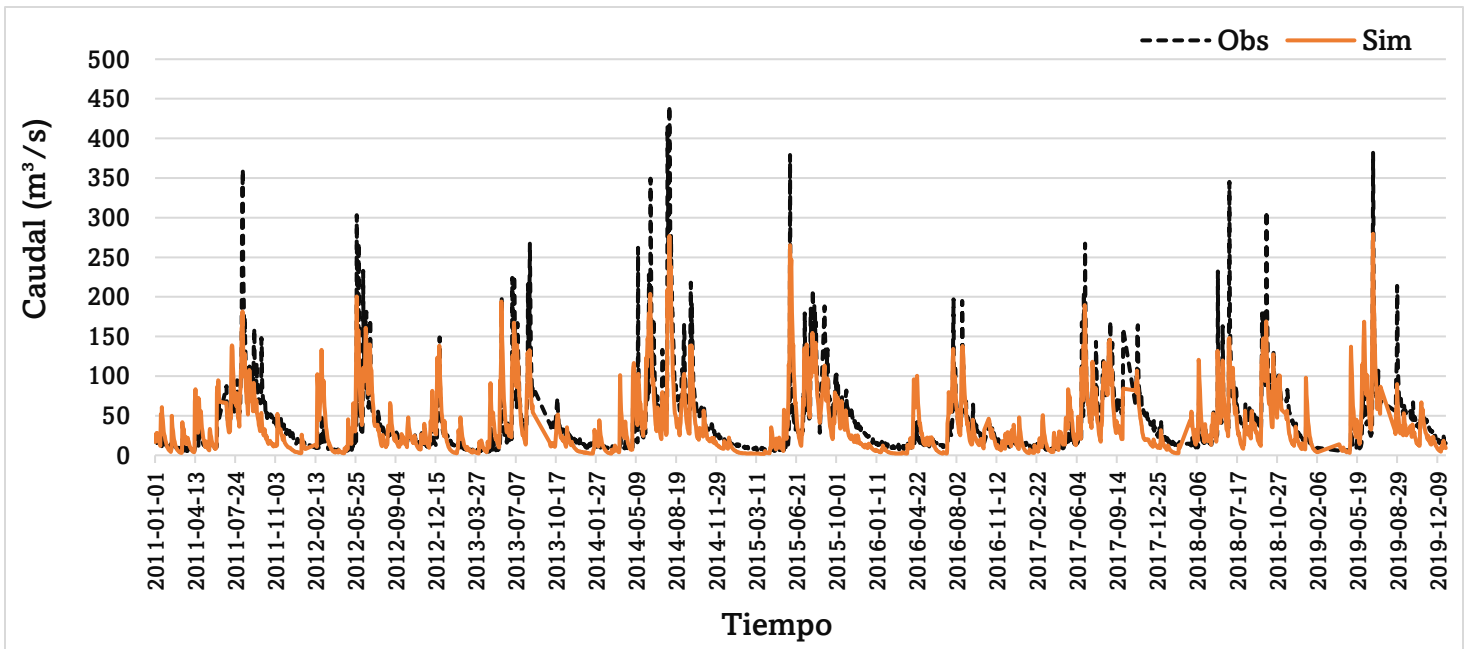


Figura N°32. Caudales medios diarios para periodo de validación en la estación río Duqueco en Villucura.

Fuente: Elaboración propia.

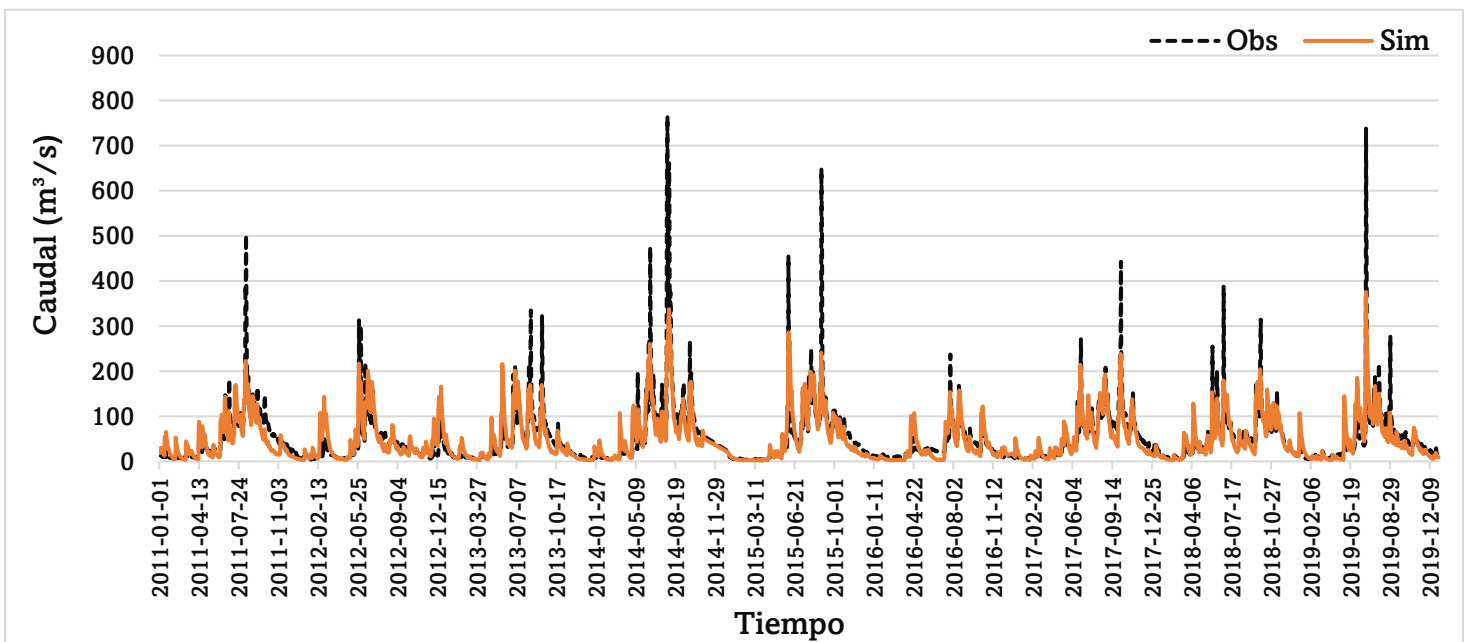


Figura N°33. Caudales medios diarios para periodo de validación en la estación río Duqueco en Cerrillos.

Fuente: Elaboración propia.

La valorización de los indicadores de bondad de ajuste que determinan el desempeño del modelo se muestra en la tabla 17. Para calibración y validación, de acuerdo con los valores de Villucura y Cerrillos por NSE, R2 y KGE, el modelo demuestra buena capacidad predictiva de datos simulados. En el caso de PBIAS, presenta subestimación en ambas estaciones, siendo mayor en Villucura para calibración y en Cerrillos para validación. En general el modelo se desempeñó como “Bueno” para ambas estaciones.

Tabla N°17. Valores de indicadores de bondad de ajuste para periodos de calibración y validación, de caudales medios diarios.

Estación	Test	Calibración		Validación	
		Valor	Desempeño	Valor	Desempeño
Cerrillos	NSE	0,69	Bueno	0,7	Bueno
	R ²	0,7		0,7	
	PBIAS	2,2		4,3	
	KGE	0,72		0,76	
Villucura	NSE	0,7	Satisfactorio	0,65	Bueno
	R ²	0,72		0,65	
	PBIAS	16,7		8,6	
	KGE	0,71		0,74	

Fuente: Elaboración propia.

- Ajuste de parámetros

Tabla N°18. Valor optimizado de parámetros utilizados para calibración de caudales medios diarios, para las estaciones fluviométricas.

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor optimizado	
			Cerrillos	Villucura
ALPHA_BF	Coeficiente de recesión del flujo base	Día	0.67	0.28
CN2	Curva número	%	-0.1	0.49
EPCO	Factor de compensación de absorción de la planta	-	-0.05	0.3
ESCO	Coeficiente de evaporación del suelo	-	0.95	1.19
GW_DELAY	Tiempo de retardo del agua subterránea	Día	29	281
GWQMN	Profundidad de agua en el acuífero superficial	mm	1,138	403
SLSUBBSN	Pendiente de subcuenca	%	0.72	0.05
SOL_K	Conductividad hidráulica del agua saturada	%	0.2	-0.45
REVAPMN	Nivel de umbral freático en acuífero poco profundo	mm	691.75	813.14
GW_REVAP	Capacidad de mover agua desde un acuífero superficial	-	0.09	0.13
HRU_SLP	Promedio de pendiente	m/m	0.04	0.47
OV_N	Coeficiente de manning	-	-0.24	0.19
SOL_BD	Densidad aparente	Mg m ⁻³	0.13	0.38
SOL_AWC	Capacidad de agua disponible	%	0.26	0.15
RCHRG	Coeficiente de percolación del acuífero	-	-0.1	0.08
SURLAG	Retraso de superficie	Día	0.27	0.08

Fuente: Elaboración propia.

5.2.3.- Nutrientes

- Sensibilidad de parámetros

La sensibilidad de los parámetros de nutrientes se muestra en la figura 34, donde se observó mayor sensibilidad en los parámetros LAT_ORGN y LAT_ORGP en la calibración de nitrógeno y fósforo total, respectivamente. Los cuales indican la concentración de nitrógeno y fósforo orgánico inicial del caudal base antes de ser transportado. En el caso de fósforo total también demostró ser sensible el parámetro ERORGP, el cual relaciona el enriquecimiento de fosforo orgánico a través de los sedimentos, que al ser transportados por escorrentía demuestra significancia en el transporte de fósforo total (Chen et al., 2019).

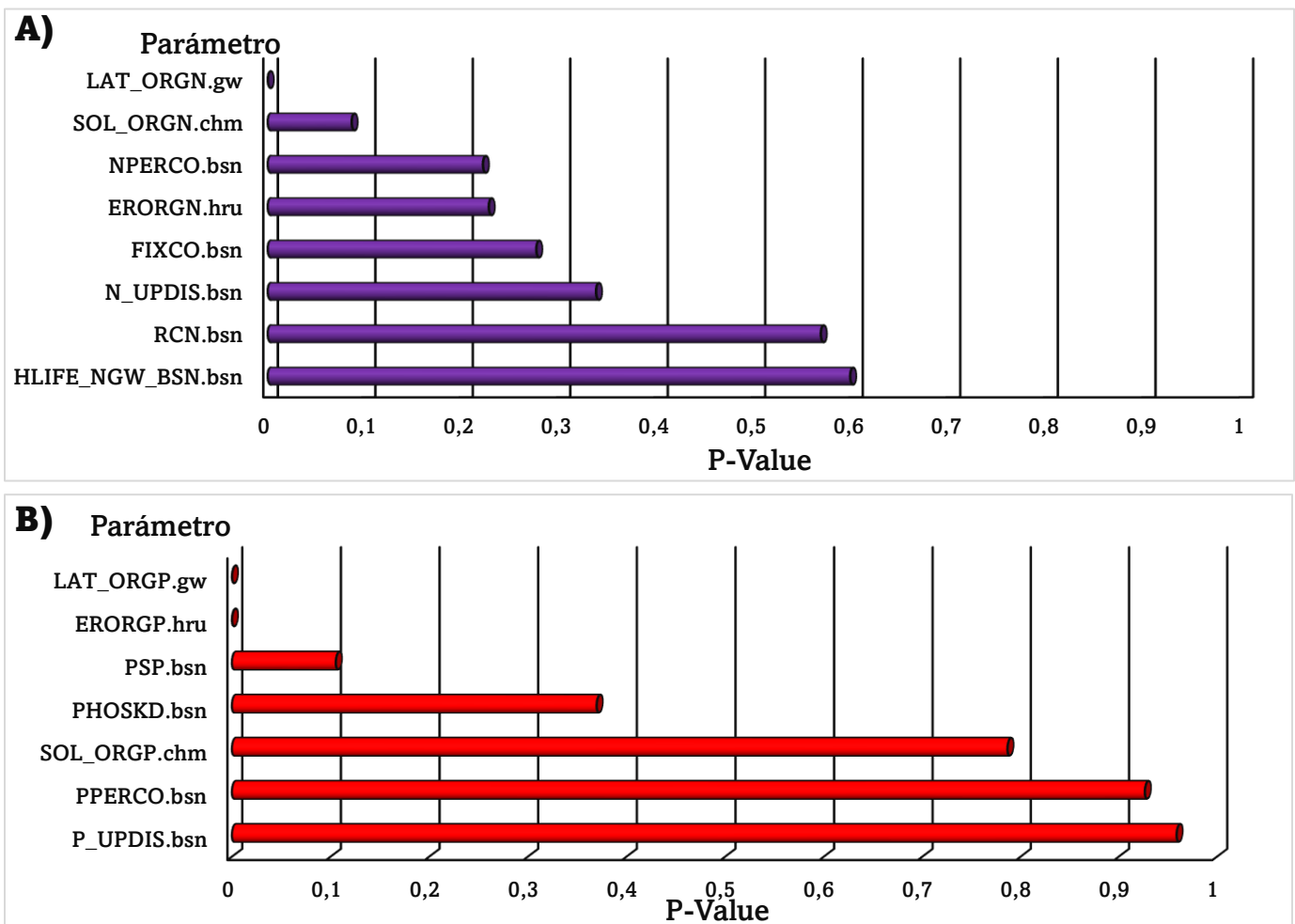


Figura N°34. Sensibilidad por parámetro en la simulación de nutrientes, de la estación DU10 para A) Nitrógeno total y B) Fósforo total

Fuente: Elaboración propia.

- Calibración

El modelo logró una estimación bastante acertada para los nutrientes a pesar de la reducida cantidad de datos medios mensuales. En la figura 35 se observa que los nitrógenos totales simulados se mantuvieron con una diferencia bastante estrecha respecto a los datos observados, lo que, en caso contrario a caudales, se observan algunas sobreestimaciones entre los años 2004 – 2007. La figura 36 muestra que el modelo simuló fósforos totales que sobreestiman a los registrados para todos los años en época invernal, a excepción del año 2009, que se subestima en el mes de agosto reducido en menos del 50% de lo observados.

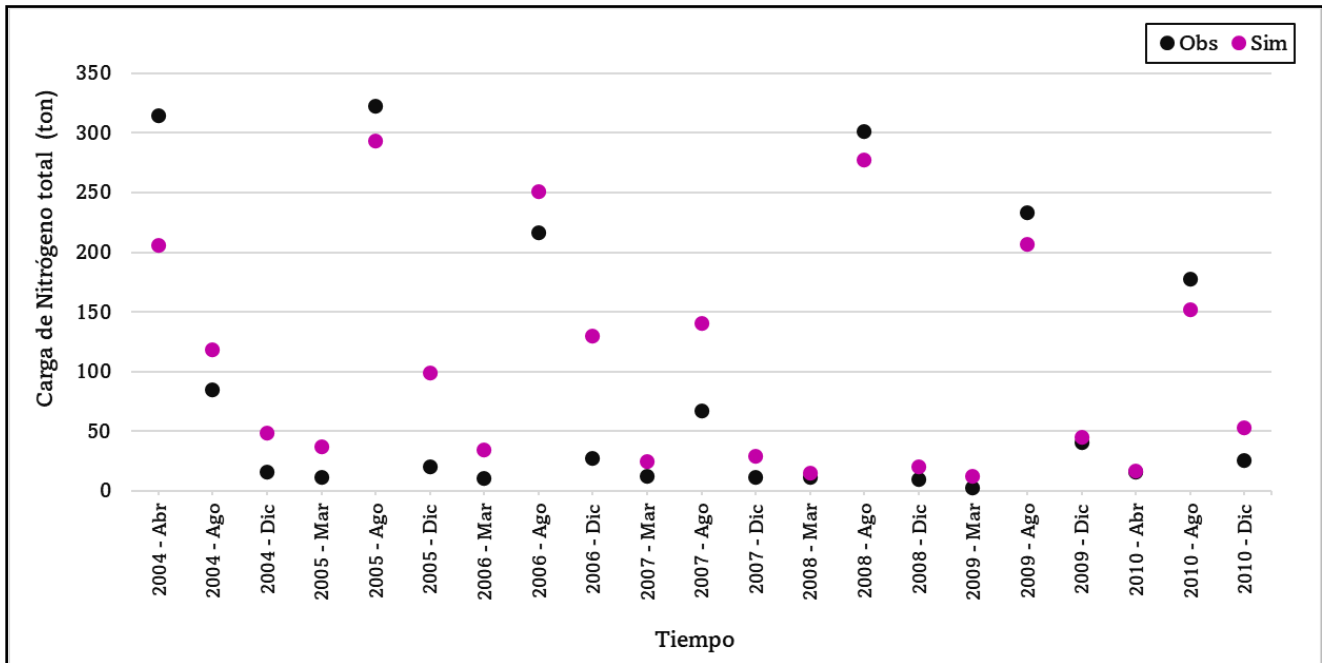


Figura N°35. Nitrógenos totales para periodo de calibración en la estación DU10.

Fuente: Elaboración propia.

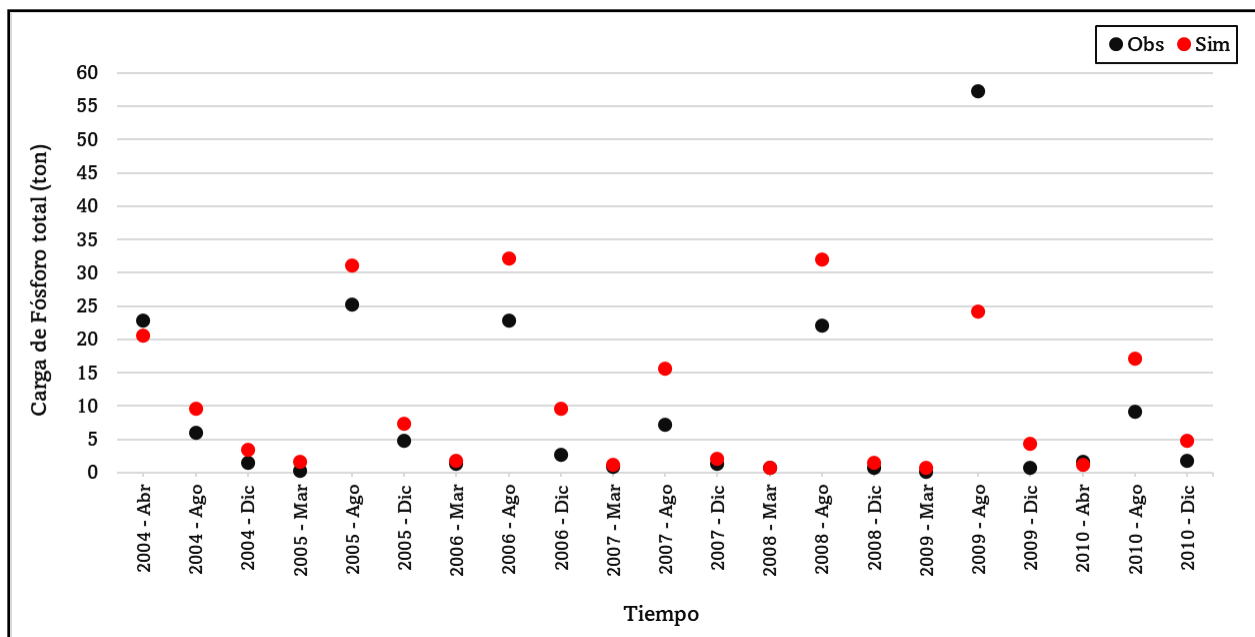


Figura N°36. Fósforos totales para periodo de calibración en la estación DU10.

Fuente: Elaboración propia.

- Validación

En periodos nivales las cargas de nitrógeno total presentaron mayor frecuencia de subestimación como se muestra en los “peaks” de la figura 37, de forma similar a lo ocurrido con los caudales en los años 2011, 2014, 2015 y 2018. Mientras que para periodos estivales las cargas presentaron sobreestimación.

El fósforo total, a diferencia de la calibración, demostró sobreestimación en todo el periodo de validación, específicamente en los meses de invierno como muestra la figura 38. Respecto a las cargas menores también se muestra muy ligeras sobreestimaciones, pero manteniendo una diferencia muy estrecha.

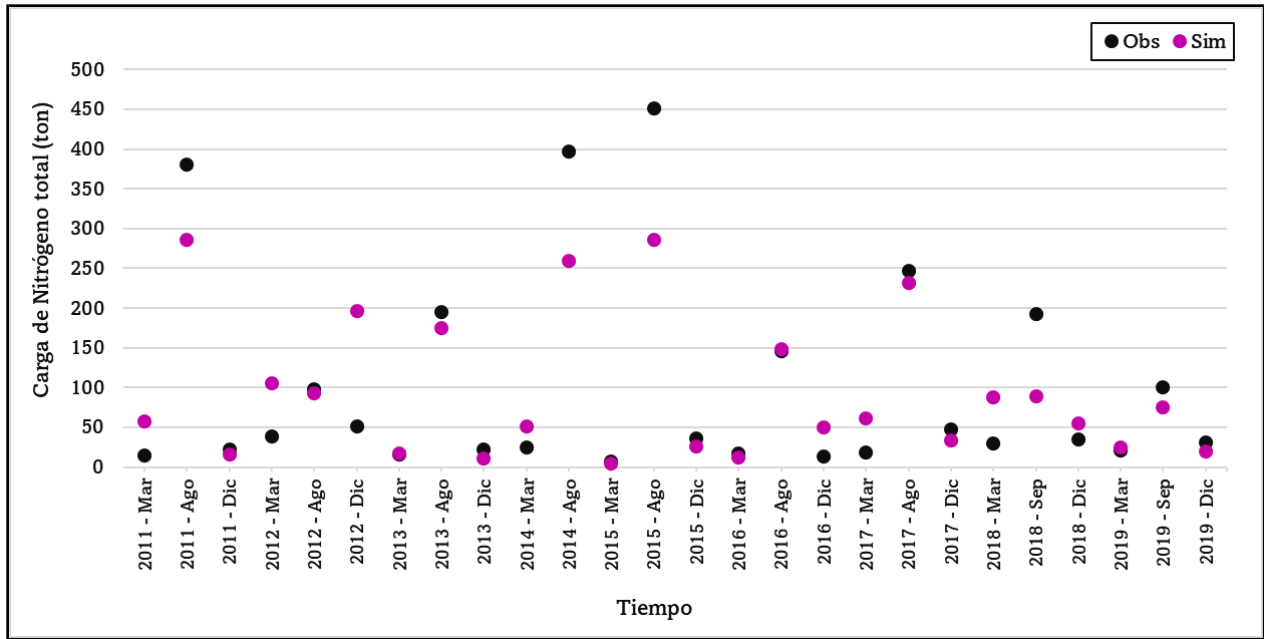


Figura N°37. Nitrógenos totales para periodo de validación en la estación DU10.

Fuente: Elaboración propia.

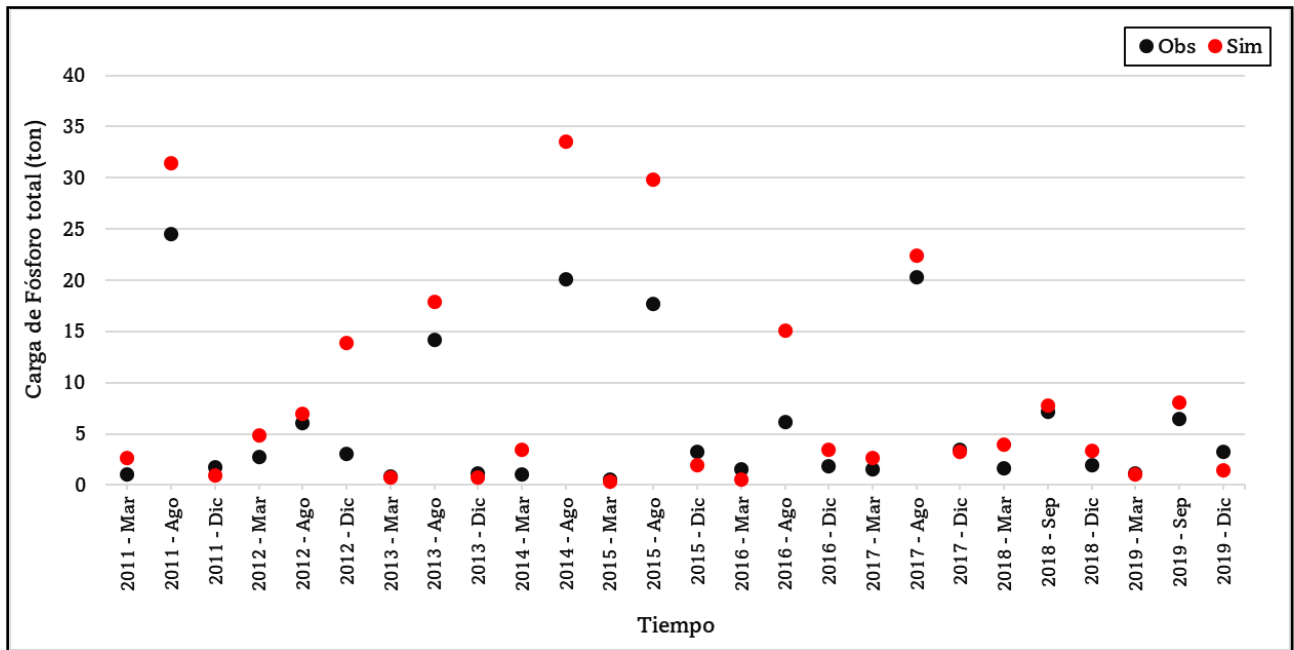


Figura N°38. Fósforos totales para periodo de validación en la estación DU10.

Fuente: Elaboración propia.

La tabla 19 muestra el desempeño del modelo a través de valorización en los indicadores de bondad de ajuste. Para el periodo de calibración y validación, el modelo se desempeña como “Bueno” y “Muy bueno” para nitrógeno total, y “Satisfactorio” para fósforo total. Para el periodo de calibración los indicadores NSE, R2 y KGE presentan mejor variabilidad y precisión en la estimación de cargas de nitrógeno total, mientras que PBIAS indica que en ambos nutrientes presentan bajas sobreestimaciones como muestran las figuras 39 y 40, sin embargo, el modelo predijo de forma adecuada las cargas de nutrientes.

Para el periodo de validación, en ambos nutrientes el indicador R2 presenta buena concordancia en la simulación respecto a los datos observados, sin embargo, NSE y KGE indican disminución de variabilidad, sesgo y temporalidad, más notoriamente en las cargas de fósforo total. Mientras que PBIAS indica muy baja subestimación en el nitrógeno total y alta sobreestimación en el fósforo total como se presenta en las figuras 41 y 42, prediciendo de forma más adecuada las cargas de nitrógeno total y de baja aceptabilidad el fósforo total.

De acuerdo con Baffaut et al (2015), los modelos hidrológicos requieren de una buena extensión de datos para tener mayor representatividad, y según reafirma Arnold et al. (2012), el rendimiento del modelo vincula la cantidad de datos que se utilizan ya que otorgan mayor diversidad en los fenómenos climáticos y espaciales que ocurren en la cuenca, lo cual, los datos utilizados (Tabla 9) pudieron haber sido tenido relevancia perjudicial en los resultados, al ser insuficientes por cada año.

Por otra parte, al emplear datos de sedimentos para la calibración y validación, los resultados obtenidos fueron muy desfavorables. Los datos no lograron producir una calibración y validación aceptable, lo que indicó resultados muy insatisfactorios y no fueron incluidos en este estudio.

Tabla N°19. Valores de indicadores de bondad de ajuste para periodo de calibración y validación, de nutrientes.

		Calibración		Validación	
Nutriente	Test	Valor	Desempeño	Valor	Desempeño
Nitrógeno total	NSE	0,84	Bueno	0,76	Muy Bueno
	R2	0,87		0,81	
	PBIAS	-14,4		6,8	
	KGE	0,75		0,66	
Fósforo total	NSE	0,6	Satisfactorio	0,5	Satisfactorio
	R2	0,62		0,89	
	PBIAS	-16,5		-43,6	
	KGE	0,63		0,37	

Fuente: Elaboración propia.

- Parámetros

Tabla N°20. Valor optimizado de parámetros utilizados para calibración de nitrógenos totales para la estación DU10.

Modulo	Parámetro	Descripción	Unidad	Valor optimizado
Nitrógeno Total	ERORGN	Proporción de enriquecimiento de nitrógeno orgánico	-	1,8
	FIXCO	Coefficiente de fijación de nitrógeno	-	0,003
	HLIFE_NGW_BSN	Vida media del nitrógeno en aguas subterráneas	Día	118,95
	LAT_ORGN	Nitrógeno orgánico en el flujo base	mg/l	0,72
	NPERCO	Coefficiente de percolación de nitrógeno	-	0,12
	N_UPDIS	Parámetro de distribución de absorción de nitrógeno	-	81,73
	RCN	Concentración de nitrógeno en la lluvia	mgN/l	0,03
	SOL_ORGN	Concentración inicial de nitrógeno orgánico en la capa del suelo	mg/kg	34,23

Fuente: Elaboración propia.

Tabla N°21. Valor optimizado de parámetros utilizados para calibración de fósforos totales para la estación DU10.

Modulo	Parámetro	Descripción	Unidad	Valor optimizado
Fósforo Total	ERORGP	Proporción de enriquecimiento de fósforo orgánico	-	0,02
	LAT_ORGP	Fósforo orgánico en caudal base	mg/l	0,3
	PHOSKD	Coefficiente de partición del suelo de fósforo	m ³ /Mg	177,65
	PPERCO	Coefficiente de percolación de fósforo	10 m ³ /Mg	10,67
	PSP	Coefficiente de sorción de fósforo	-	0,42
	P_UPDIS	Parámetro de distribución de absorción de fósforo	-	84,25
	SOL_ORGP	Concentración inicial de fósforo orgánico en la capa superficial del suelo	mg/kg	53,35

Fuente: Elaboración propia.

5.3.- Cuantificación de nutrientes y aporte por fuentes contaminantes

Entre el periodo de 2004 – 2019, se determinó un aporte medio anual en la cuenca de 106,8 [ton/año] de nitrógeno total y 10,2 [ton/año] de fósforo total como se muestra en las figuras 39 y 40. Debido a la utilización de caudales medios mensuales, las tendencias son similares a lo graficado en las figuras 29, 30, 31 y 32, destacando el mayor aporte de nutrientes en los años 2004, 2005, 2006, 2008, 2009 y 2014.

La variación de cargas de nitrógenos totales oscila entre los 65,88 – 154 [ton/año], mientras que las cargas de fósforos totales varían entre los 6,17 – 17,72 [ton/año].



Figura N°39. Carga de nitrógenos totales por año y carga media anual en la cuenca río Duqueco.

Fuente: Elaboración propia.

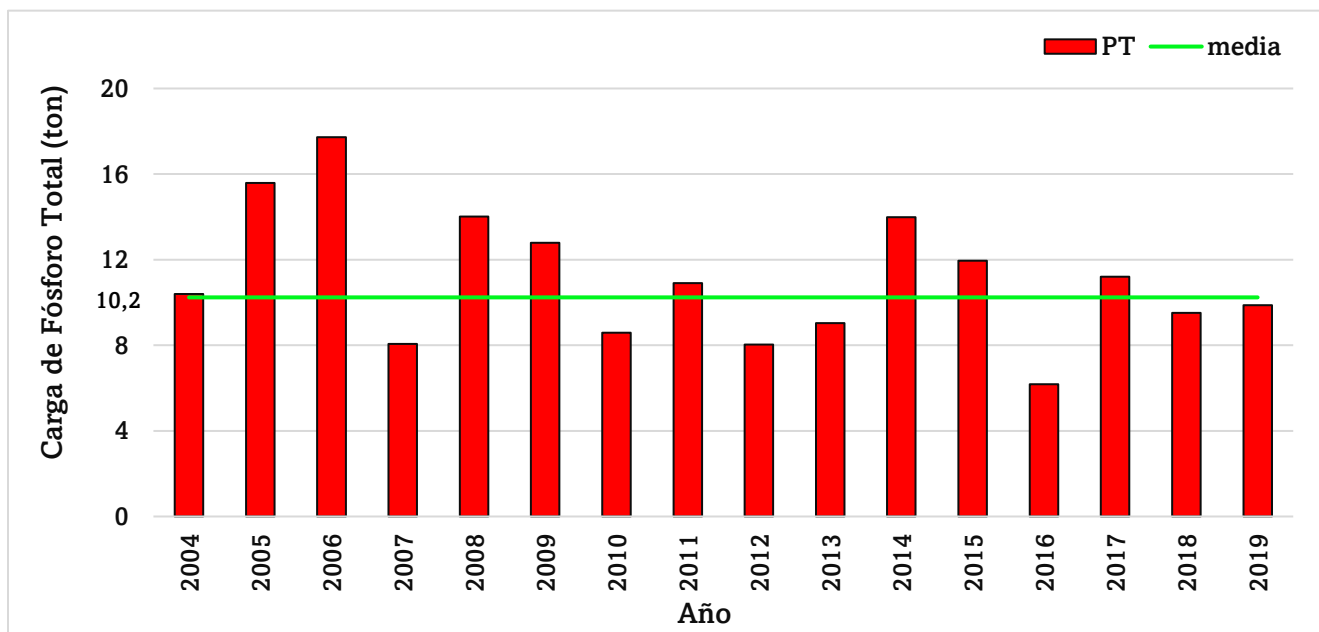


Figura N°40. Carga de fósforo total por año y carga media anual en la cuenca río Duqueco.

Fuente: Elaboración propia.

Las figuras 41 y 42 muestran las cargas de nitrógeno y fósforo total por periodos estacionales, alcanzando las máximas cargas en las estaciones de mayor humedad y precipitaciones (otoño e invierno), principalmente por el escurrimiento superficial, disolviendo y transportando nutrientes, concordante con lo que menciona Bravo et al. (2009) y Xia et al. (2020). Entre los meses de otoño e invierno (abril – septiembre) se presenta el 73,9% de contaminación por cargas de nitrógeno total, y el 78,2% por cargas de fósforo total, mientras que entre los meses de primavera (octubre – diciembre) y verano (enero – marzo) se representa en 26,1% y 21,8% por cargas de nitrógeno y fósforo total, respectivamente.

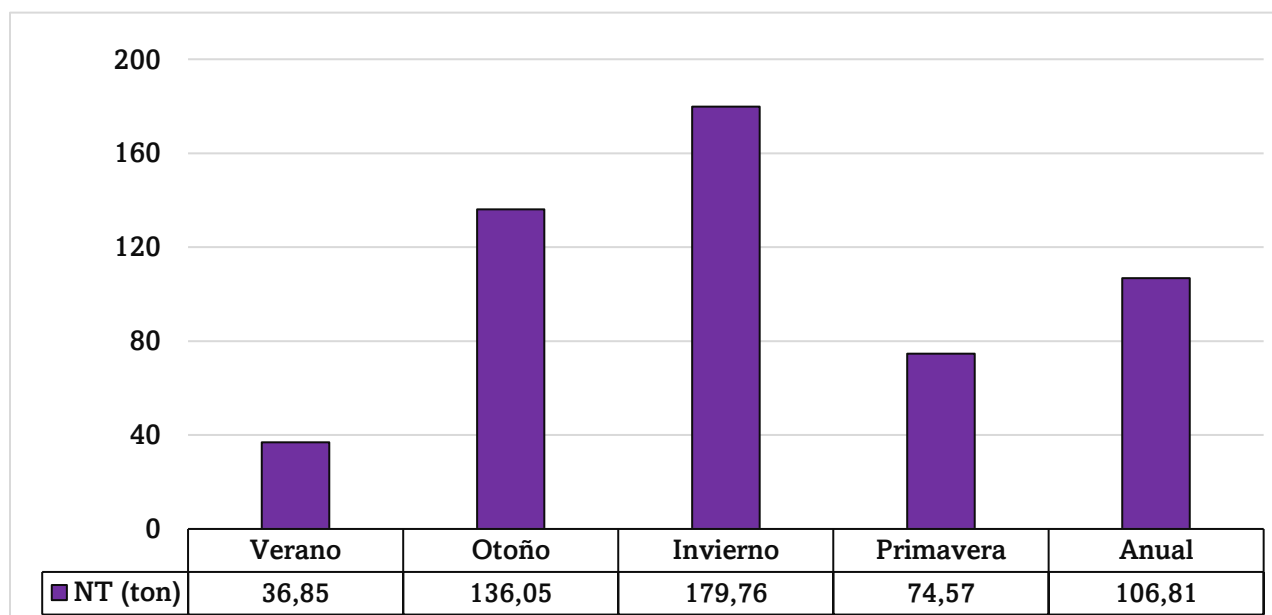


Figura N°41. Carga de nitrógeno total por estación en la cuenca río Duqueco.

Fuente: Elaboración propia.

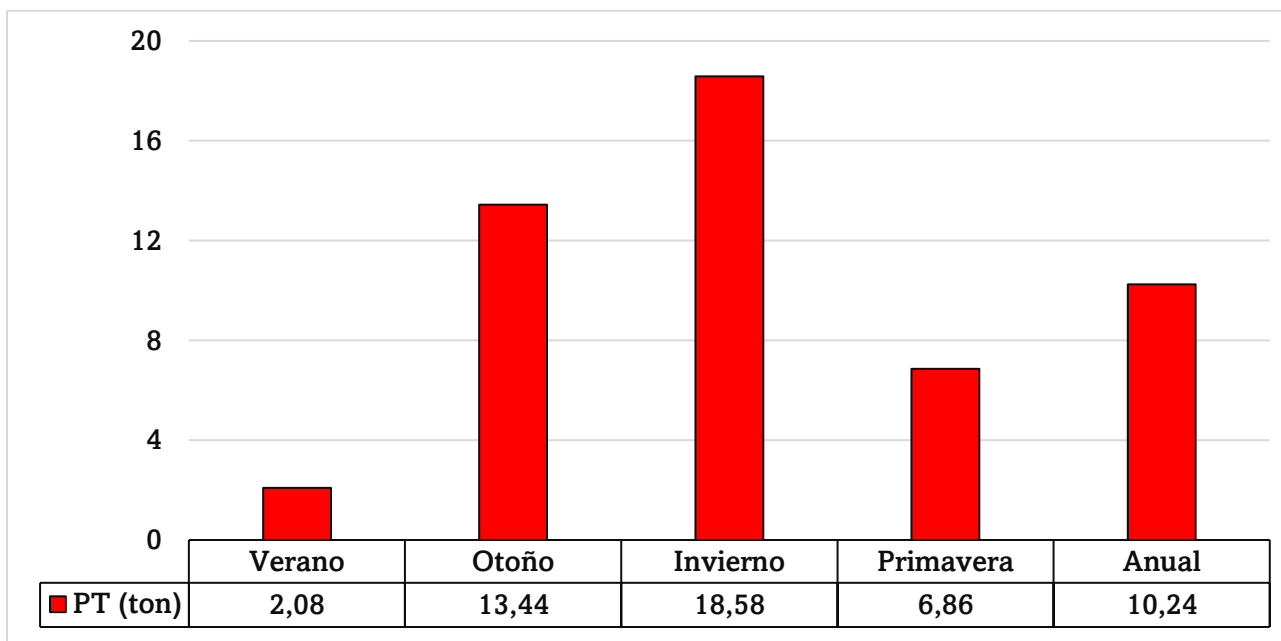


Figura N°42. Carga de fósforo total por estación en la cuenca río Duqueco.

Fuente: Elaboración propia.

Mediante la diferencia entre fuentes puntuales y difusas se estimó las cargas de las fuentes contaminantes. La tabla 22 presenta el aporte porcentual por fuente entre el periodo de 2004 – 2019, donde las cargas de nitrógeno total varían entre el 5% - 11,8% y el aporte medio anual de nitrógenos totales por fuentes puntuales es de 7,78 [ton/año] de forma constante, equivalente al 7,6%, mientras que las fuentes difusas presentan una variación entre 88,2% - 94,7%, de acuerdo con el año.

Tabla N°22. Aporte de nitrógeno total a la cuenca río Duqueco, por tipo de fuente.

Año	Tipo de fuente				Total
	Puntual		Difusa		
	ton	%	ton	%	ton
2004	7.78	6.80	106.68	93.20	114.5
2005	7.78	5.45	135.01	94.55	142.8
2006	7.78	5.04	146.59	94.96	154.4
2007	7.78	9.37	75.22	90.63	83.0
2008	7.78	6.93	104.54	93.07	112.3
2009	7.78	6.89	105.18	93.11	113.0
2010	7.78	9.32	75.70	90.68	83.5
2011	7.78	7.85	91.31	92.15	99.1
2012	7.78	7.23	99.83	92.77	107.6
2013	7.78	8.74	81.21	91.26	89.0
2014	7.78	6.14	118.86	93.86	126.6
2015	7.78	7.32	98.51	92.68	106.3
2016	7.78	11.81	58.10	88.19	65.9
2017	7.78	7.51	95.85	92.49	103.6
2018	7.78	7.08	102.08	92.92	109.9
2019	7.78	7.98	89.74	92.02	97.5
2004 – 2019 (media)	7.78	7.6	99.02	92.4	106.8

Fuente: Elaboración propia.

El aporte de fósforo total entre el 2004 – 2019 se muestra en la tabla 23, donde las cargas varían entre 8,2% y 23,7% y aporte medio anual de fósforo total por fuentes puntuales es de 1,46 [ton/año], equivalente a 13,1%, mientras que las fuentes difusas representan una variación de acuerdo con el año, de 76,4% - 91,8%, con carga media anual de 8,78 [ton/año], equivalente al 84,7%.

Tabla N°23. Aporte de fósforo total en la cuenca río Duqueco, por tipo de fuente.

Año	Tipo de fuente				Total
	Puntual		Difusa		
	ton	%	ton	%	ton
2004	1.46	13.99	8.97	86.01	10.4
2005	1.46	10.25	12.78	89.75	14.2
2006	1.46	8.87	15.01	91.13	16.5
2007	1.46	19.70	5.95	80.30	7.4
2008	1.46	11.71	11.00	88.29	12.5
2009	1.46	12.38	10.33	87.62	11.8
2010	1.46	18.63	6.38	81.37	7.8
2011	1.46	15.78	7.79	84.22	9.3
2012	1.46	18.01	6.65	81.99	8.1
2013	1.46	17.58	6.85	82.42	8.3
2014	1.46	11.85	10.86	88.15	12.3
2015	1.46	13.99	8.98	86.01	10.4
2016	1.46	26.79	3.99	73.21	5.5
2017	1.46	14.28	8.76	85.72	10.2
2018	1.46	15.13	8.19	84.87	9.7
2019	1.46	15.48	7.97	84.52	9.4
2004 – 2019 (media)	1.46	15.3	8.78	84.7	10.24

Fuente: Elaboración propia.

Según lo presentado anteriormente, las cargas de nutrientes por fuentes difusas demuestran predominancia, liberando nutrientes contaminantes en más del 80% en la cuenca. De acuerdo con estudios realizados por Korchemlyuk et al. (2019); Drolc et al. (2007) y Harrison et al. (2019), las fuentes difusas son el mayor aportante de nutrientes por parte de la agricultura.

5.4.- Cuantificación de nutrientes mediante cambio de uso de suelo.

La figura 43 muestra los escenarios propuestos con cambio de uso de suelo y la tabla 24 muestra la proporción de cambio de usos de suelo por escenario en la cuenca, donde se mantiene fija la línea base, mientras que E1 el bosque nativo aumenta 37,951 hectáreas, equivalente al total de terreno agrícola de LB más una cantidad de hectáreas relativas a otros usos de suelo debido a la redistribución en la formación de las URH. Por otra parte, E2 aumenta el bosque nativo en 33,186 hectáreas, equivalente al 50% del total de plantaciones forestales en LB.

Tabla N°24. Usos de suelo presentes en la cuenca río Duqueco, por escenario.

Uso de suelo	LB		E1		E2	
	Área [ha]	%	Área [ha]	%	Área [ha]	%
Terreno Agrícola	34.426,32	21.35	-	-	34.461,89	21.37
Bosque Nativo	47.564,40	29.50	85.515,53	51.80	80.750,92	50.09
Matorral/Arbusto	3.672,10	2.28	3.633,02	2.25	3.672,86	2.28
Plantación forestal	66.329,74	41.14	64.855,82	40.23	33.159,77	20.57
Urbano e industrial (Baja densidad) y sin vegetación	5.284,25	3.28	5.279,41	3.27	5.279,68	3.27
Pastizales	2.020,48	1.25	2.020,48	1.25	2.001,76	1.24
Matorral/Pastizal	831,68	0.52	831.68	0.52	805,92	0.50
Cuerpos de agua y nieves	1.098,48	0.68	1.091,51	0.68	1.094,65	0.68

Fuente: Elaboración propia.

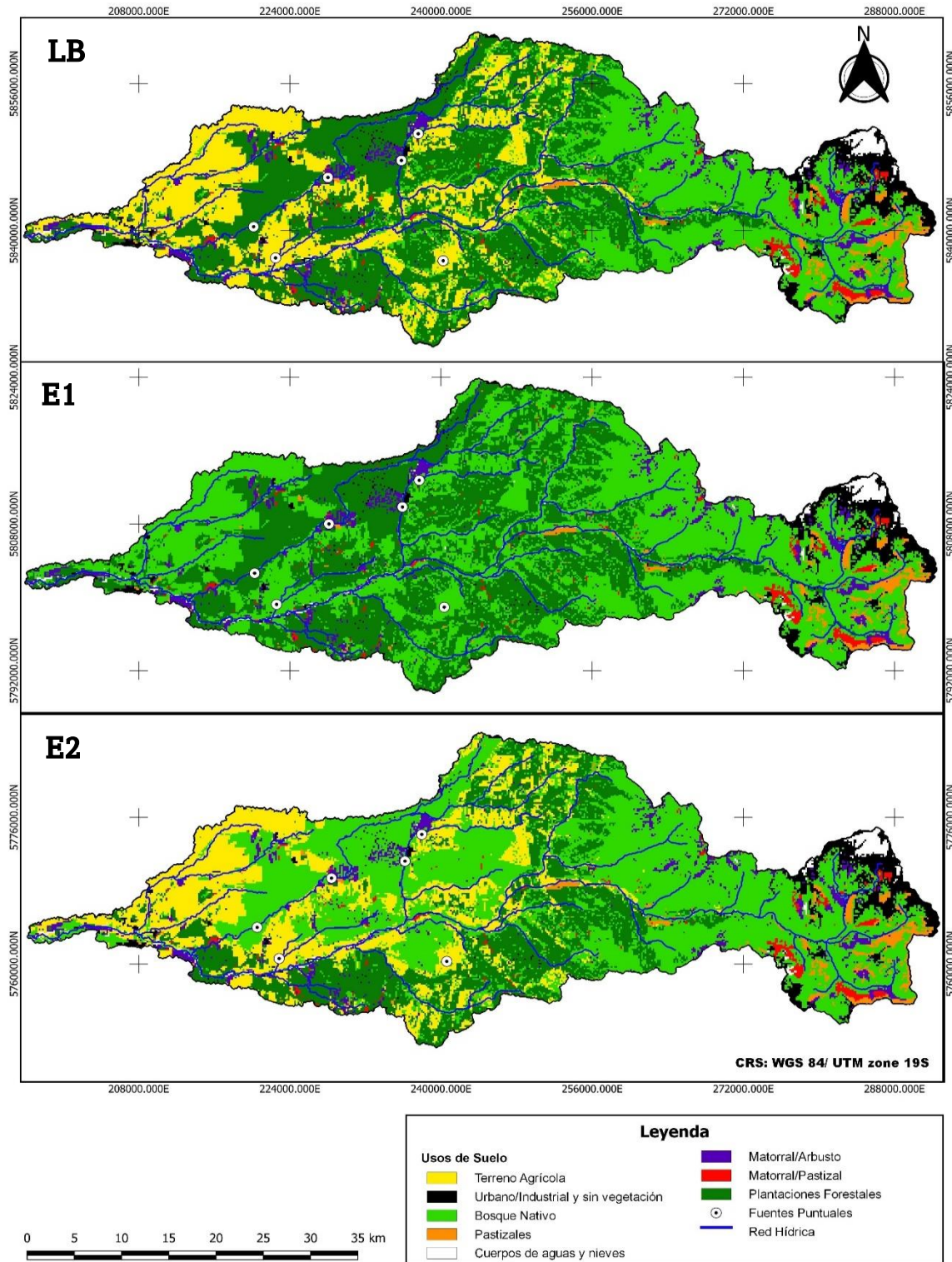


Figura N°43. Escenarios de cambio de uso de suelo en la cuenca Duqueco.

Fuente: Elaboración propia a en base de IDE – CONAF (2019).

La figura 44 presenta las cargas de nitrógeno total liberadas en la cuenca por escenario, donde se alcanza la carga máxima de nitrógeno total para los escenarios el año 2006, siendo línea base el escenario que produce mayor estimación. En todo el periodo, la línea base simuló la mayoría de las cargas máximas de nitrógeno total, a excepción de los años 2010, 2011, 2012 y 2016 en donde el escenario 2 se presentan mayores cargas.

De forma contraria, el escenario 1 simuló las cargas menores para todos los años respecto a la línea base, y en comparación al escenario 2 también subestima las cargas durante todo el periodo, a excepción de los años 2008 y 2009.

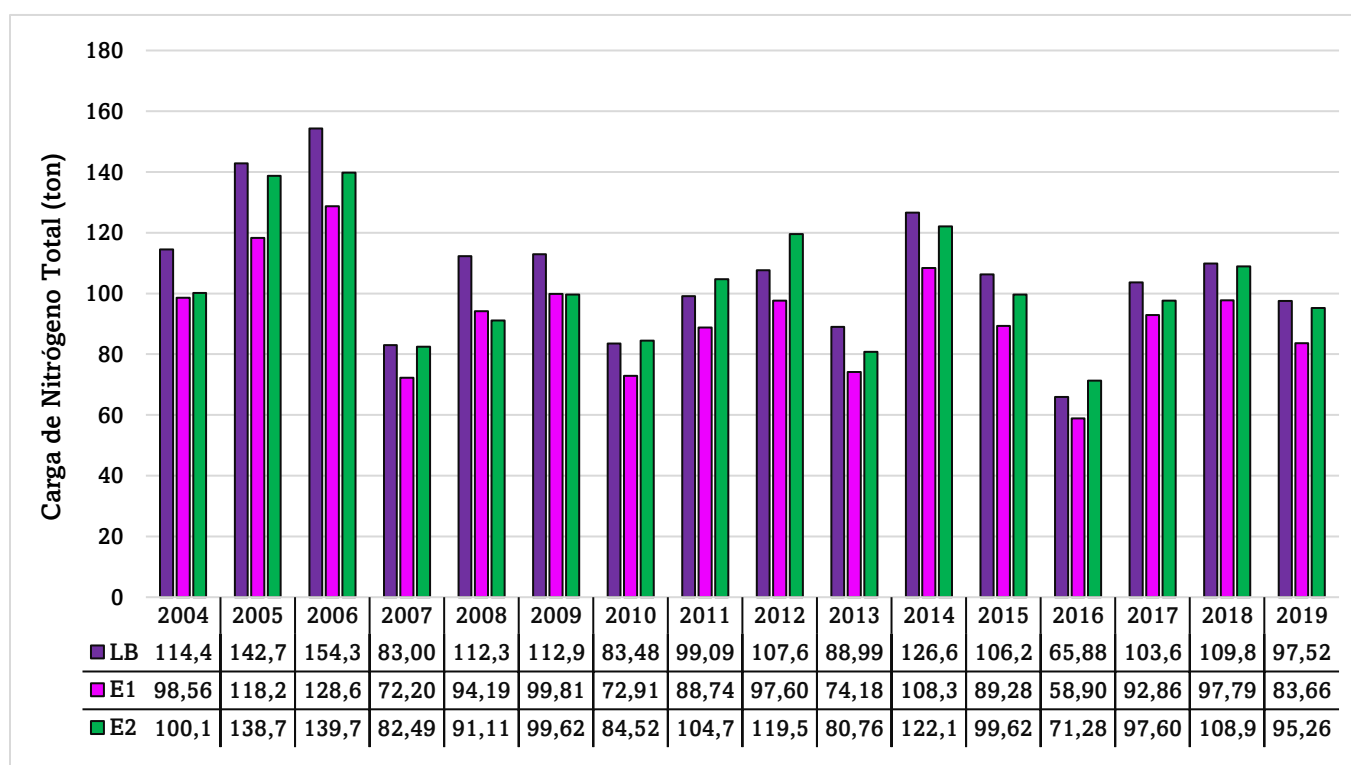


Figura N°44. Variación de carga de nitrógenos totales medios anuales por escenario.

Fuente: Elaboración propia.

La figura 45 muestra las cargas anuales de fósforo total simuladas, donde la línea base durante todo el periodo estimó las cargas menores y el escenario 2 logró estimar las cargas mayores. Lo que indica que al reemplazar todo el terreno agrícola y el 48,35% de terreno forestal por bosque nativo aumenta las cargas anuales de fosforo total, siendo discordante con estudios similares como los de Whang, et al. (2019) y Foroughi, et al. (2021), donde al disminuir tierra agrícola o forestal disminuyen las cargas de fosforo total.

Es importante tener en cuenta los resultados previos de calibración y validación del fósforo total, que demostró una predicción baja con frecuencia de sobreestimación de cargas simuladas, y para ciertos periodos grandes umbrales de sobreestimación.

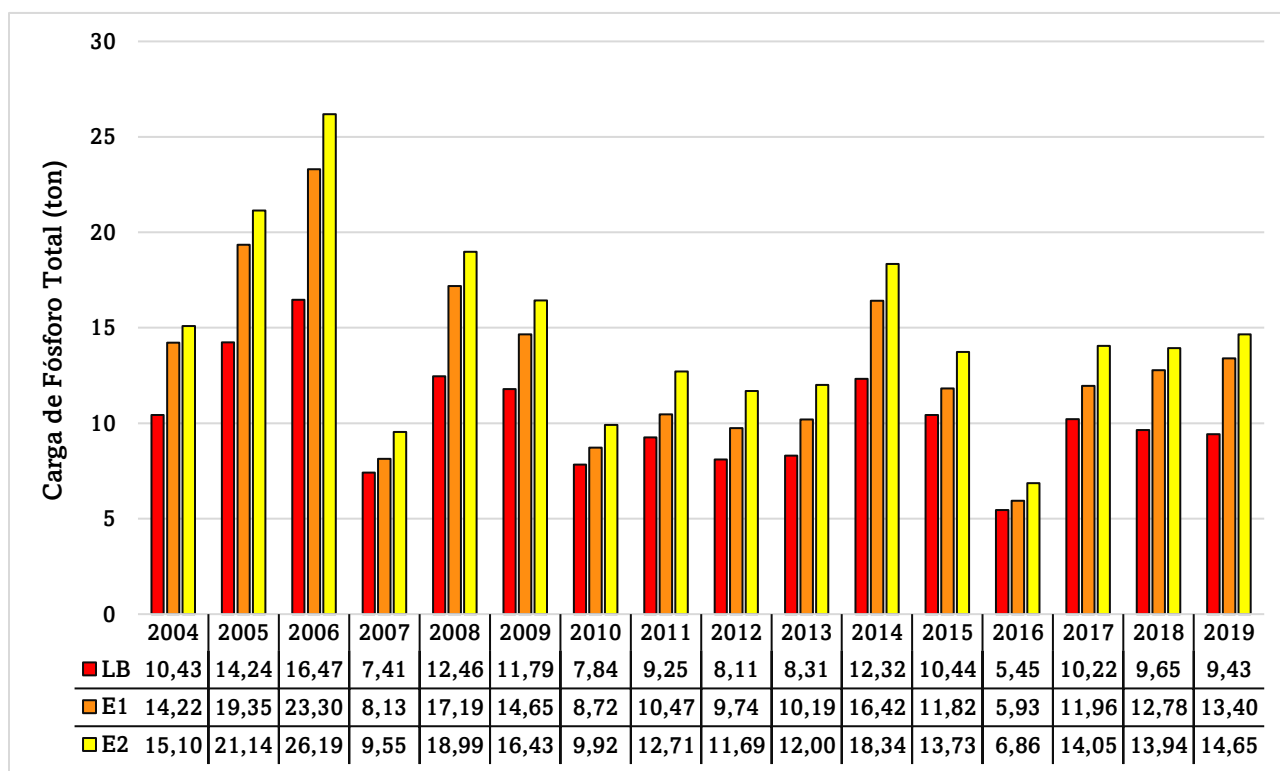


Figura N°45. Variación de carga de fósforos totales medios anuales por escenario.

Fuente: Elaboración propia.

Aunque los resultados para la predicción de sedimentos fueron insatisfactorios (mencionado en el punto 5.2.3), su relevancia no puede ser ignorada. En el contexto de la carga de nutrientes, la estimación de fósforo y nitrógeno se basan en la función de carga planteada por McAlroy et al. (1976) y modificada por William y Hann (1978). La función de carga permite simular las concentraciones diarias utilizando los modelos de escorrentía y sedimentos.

Para la estimación función de carga del fósforo se requieren los índices de enriquecimiento de fósforo y la producción diaria de sedimentos obtenida mediante la ecuación MUSLE, el cual tiene estrecha relevancia en el rendimiento de producción del fósforo. Considerando los resultados de sedimentos obtenidos en este estudio, las cargas de fósforo total pudieron verse afectados frente a los escenarios 1 y 2.

En el caso del nitrógeno, la función de carga para el nitrógeno orgánico se estima de forma similar al fósforo, sin embargo, el nitrógeno inorgánico emplea otros submodelos para procesos de lixiviación, rendimiento de nitrato, desnitrificación, mineralización, nitrógeno presente en precipitaciones, entre otros, lo cual los resultados de sedimentos pudieron haber influenciado, sin embargo, su efecto repercute de forma menos relevante para la estimación de nitrógeno total.

La tabla 25 presenta una distribución normal estadística aplicada para la línea base y los escenarios. Se observa que para el reemplazo total de terreno agrícola por bosque nativo se reduce la carga media de nitrógeno total en -13,63%, equivalente a -14,56 [ton/año], mientras que el reemplazo de 48,35% de plantaciones forestales por bosque nativo presenta reducción de carga de -4,25%, equivalente a -4,55 [ton/año]. Respecto a la línea base, en la carga media de fósforo total existe la tendencia a aumentar en ambos escenarios, donde el escenario 1 aumenta en 17,13%, equivalente a +2,78 [ton/año], mientras que el escenario 2 aumenta en 32,32%, equivalente a +4,47 [ton/año]. La mediana y la desviación estándar siguen las mismas tendencias que las cargas medias, donde el escenario 1 estima cargas menores para nitrógeno total y la línea base las mayores, y para el caso de fósforo total, las cargas menores se estiman para la línea base y las mayores para el escenario 2.

Respecto a la curtosis, la distribución de cargas de nitrógeno total con relación a las cargas medias y cargas mínimas y máximas indican que la línea base produjo mayor variabilidad de datos, mientras que en el escenario 2 existe menor variabilidad. Para el caso de fósforo total se puede observar lo contrario, donde en la línea base existe menor variabilidad y en el escenario 2 mayor variabilidad de cargas. Para ambos nutrientes se puede verificar con la variación de cargas máximas y mínimas ($C_{\text{máx}} - C_{\text{mín}}$), donde la variación de cargas de nitrógeno total para la línea base, escenario 1 y 2 son 88,49; 69,77 y 68,49 [ton/año], respectivamente. Mientras que las cargas de fósforos para línea base y escenarios 1 y 2 son 11,55; 17,37 y 19,33.

Tabla N°25. Análisis estadístico de nutrientes por escenario.

Estadísticos	Nitrógeno Total			Fósforo Total		
	LB	E1	E2	LB	E1	E2
Media	106,81	92,25	102,26	10,24	13,02	14,71
Mediana	106,95	93,52	99,62	10,65	12,37	14,00
Desviación Estándar	21,43	17,20	19,07	2,98	4,33	4,62
Curtosis	0,65	0,24	-0,14	-0,06	0,51	1,06
Mínimo	65,88	58,90	71,28	6,17	5,93	6,86
Máximo	154	129	140	17,72	23,30	26,19
Variación media	-	-13,63%	-4,25%	-	+17,13%	+32,32%

Fuente: Elaboración propia.

6.- CONCLUSIONES

Mediante el modelo SWAT se calibraron y validaron los caudales medios mensuales, caudales diarios, nitrógeno y fósforo total. Para las series de caudales mensuales se obtuvo un desempeño “Bueno” en la zona media de la cuenca, y “Muy bueno” para la zona baja de la cuenca. Mientras que para caudales diarios se desempeñó como “Bueno” durante todo el periodo para toda la cuenca, logrando predecir de buena forma los caudales. Respecto a los nutrientes, el modelo se desempeñó como “Bueno” y “Satisfactorio” en la calibración, y “Muy bueno” y “Satisfactorio” en la validación para nitrógenos y fósforos totales, respectivamente. Logrando demostrar una buena predicción para nitrógeno total y con baja aceptabilidad para fósforo total, logrando mayor validez para la estimación de nitrógeno total.

Entre el periodo de 2004 – 2019 con los usos de suelo del 2015, se estimó un aporte medio anual de 106,8 [ton/año] de nitrógenos totales y 10,24 [ton/año] de fósforos totales en la cuenca, donde las mayores cargas son liberadas en los periodos más húmedos (otoño e invierno) en proporciones de 73,9% y 78,2% por nitrógenos y fósforos totales, respectivamente. El aporte medio de nitrógeno total por fuentes puntuales es de 7,78 [ton/año], equivalente al 7,6% de las descargas medias anuales, mientras que las fuentes difusas liberan carga media de 89,74 [ton/año], equivalente al 92,4%. Por parte de los fósforos totales, el aporte medio anual por fuentes puntuales fue 1,46 [ton/año], equivalente al 15,3%, mientras que las fuentes difusas presentan carga media de 8,78 [ton/año], equivalente a 84,7%. Lo que demostró que el mayor aporte de nutrientes contaminantes en la cuenca es por fuentes difusas.

El reemplazo del total de terreno agrícola por bosque nativo disminuyó -14,56 [ton/año] de carga media anual de nitrógeno total, mientras que aumentó en 2,78 [ton/año] la carga media anual de fósforo total. Para el escenario de reemplazo de 48,35% de plantaciones forestales por bosque nativo la carga media anual de nitrógeno total se redujo -4,55 [ton/año] y aumentaron 4,47 [ton/año] la carga media anual de fósforo total.

Frente a estos resultados se concluye que, al implementar el modelo SWAT frente a escenarios con disminución terreno agrícola o forestal en la cuenca se esperaría la tendencia de que disminuyan las cargas de nitrógeno total. En el caso de las cargas de fósforo total el modelo no logró predecir de buena forma.

7.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbaspour, K.C., 2015. SWAT-CUP: SWAT Calibration und Uncertainty Programs. A user manual.

Abbaspour, K. C., Vejdani, M., & Haghghat, S. S. P. (2007). calibration and uncertainty programs for SWAT. In Proc. Intl. Congress on Modelling and Simulation (MODSIM'07) (pp. 1603-1609).

Abbott, M. B., Bathurst, J. C., Cunge, J. A., O'Connell, P. E., & Rasmussen, J. (1986). An introduction to the European Hydrological System—Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. *Journal of hydrology*, 87(1-2), 45-59.

Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., & Neitsch, S. L. (2013). SWAT 2012 input/output documentation. Texas Water Resources Institute.

Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., ... & Jha, M. K. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491-1508.

Bach Thao, Nguyen & Van Le Khoa, Thi & Hang, Hoang. (2017). Swat-Modflow intergration in assessing groundwter potential in the Ba River basin.

Baffaut, C., Dabney, S. M., Smolen, M. D., Youssef, M. A., Bonta, J. V., Chu, M. L., ... & Arnold, J. G. (2015). Hydrologic and water quality modeling: Spatial and temporal considerations. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1661-1680.

Banco Mundial (2011). Chile: Diagnóstico de la gestión de los recursos hídricos.

BCN (2015). DS N°9/2015: Establece Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales de la Cuenca del Río Biobío. 27 de noviembre de 2015.

Booty, W., & Benoy, G. (2009). Multicriteria review of nonpoint source water quality models for nutrients, sediments, and pathogens. *Water Quality Research Journal*, 44(4), 365-377.

Boughton, W. C. (1989). A review of the USDA SCS curve number method. *Soil Research*, 27(3), 511-523.

Borah, D. K., & Bera, M. (2003). Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the ASAE*, 46(6), 1553.

Bosznay, M. (1989). Generalization of SCS curve number method. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 115(1), 139-144.

Brown, L. C., & Barnwell, T. O. (1987). The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual (p. 189). Athens: US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Environmental Research Laboratory.

Bravo-Inclán, L., Saldaña-Fabela, P., Izurieta-Dávila, J., & Mijangos-Carro, M. (2009). La importancia de la contaminación difusa en México y en el mundo.

CENSO (2017). Población total por sexo y área urbana-rural, según edad simple.

Chang Gómez, J. V. (2009). Calidad de agua.

Chen, L., Chen, S., Li, S., & Shen, Z. (2019). Temporal and spatial scaling effects of parameter sensitivity in relation to non-point source pollution simulation. *Journal of Hydrology*, 571, 36-49.

Cibin, R., Chaubey, I., & Engel, B. (2012). Simulated watershed scale impacts of corn stover removal for biofuel on hydrology and water quality. *Hydrological processes*, 26(11), 1629-1641.

CIREN, (1999). Estudio agrológico VIII Región. Descripción de suelos, materiales y símbolos. Tomos 1 y 2. Centro de información de recursos naturales, Chile.

Climate – Data. Datos meteorológicos para la ciudad de Los Ángeles, región del Biobío. Disponible en: www.climate-data.org/ (consultado el 25 de septiembre del 2022).

CR2. Registros históricos fluviométricos y meteorológicos en línea. Disponible en: <https://explorador.cr2.cl/> (Consultado el 15 de septiembre de 2021).

CR2met. Registros históricos meteorológicos de Chile desde 1979 en línea. Disponible en: <https://www.cr2.cl/downloads/cr2met/> (Consultado el 11 de noviembre de 2021).

Devia, G. K., Ganasri, B. P., & Dwarakish, G. S. (2015). A review on hydrological models. *Aquatic procedia*, 4, 1001-1007.

DGA (2004). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: Cuenca del río Biobío.

DGA (2016). Atlas del agua.

DGA (2017). Estimación de la demanda actual, Proyecciones futuras y Caracterización de la calidad de los recursos hídricos en Chile.

DGA (2022). Mesa Nacional del Agua: Informe Final.

DGA. Servicio web de información geográfica temática georreferenciada en línea. Disponible en: <https://dga.mop.gob.cl/estudiospublicaciones/mapoteca/Paginas/Mapoteca-Digital.aspx> (Consultado el 10 de septiembre de 2021).

Drolc, A., Zagorc Koncan, J., & Tisler, T. (2007). Evaluation of point and diffuse sources of nutrients in a river basin on base of monitoring data. *Environmental monitoring and assessment*, 129(1), 461-470.

Dubois, O. (2011). The state of the world's land and water resources for food and agriculture: managing systems at risk. Earthscan.

Di Luzio, M., Srinivasan, R., & Arnold, J. G. (2002). Integration of watershed tools and swat model into basins 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 38(4), 1127-1141.

Hídricos, E. (2018). Radiografía del agua: brecha y riesgo hídrico en Chile.

Falkenmark, M., & Widstrand, C. (1992). Population and water resources: a delicate balance. *Population bulletin*, 47(3), 1-36.

FAO (1993). El estado mundial de la agricultura y la alimentación 1993.

FAO (2009). Glosario de agricultura orgánica.

FAO (2020). El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2020.

FAO (2021). Evaluación mundial de la contaminación del suelo.

Fernández, R. & San Juan, V. (2017). Utilización del Programa "SWAT" para la Estimación de la Emisión de Sedimentos en Cuencas (Vol. 12, pp. 21-32). TRIM.

Figueroa, Ricardo & Parra, Oscar & Díaz, María. (2020). La cuenca hidrográfica del río Biobío.

Foroughi, M., Mallard, J. M., Nelson, D. R., Sutter, L. A., & Markewitz, D. (2021). The impacts of historical land-use on phosphorus movement in the Calhoun Critical Zone Observatory in the southeastern US Piedmont. *Biogeochemistry*, 154, 17-35.

Gao, X., Chen, X., Biggs, T. W., & Yao, H. (2018). Separating wet and dry years to improve calibration of SWAT in Barrett Watershed, Southern California. *Water*, 10(3), 274.

González, P. (2019). Consecuencias ambientales de la aplicación de fertilizantes. *Asesoría Técnica Parlamentaria*, 1(1), 1-5.

Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of hydrology*, 377(1-2), 80-91.

Hann, R. W., & Williams, J. R. (1978). Optimal Operation of Large Agricultural Watersheds with Water Quality Restraints. Texas Water Resources Institute.

Harrison, S., McAree, C., Mulville, W., & Sullivan, T. (2019). The problem of agricultural 'diffuse' pollution: Getting to the point. *Science of the Total Environment*, 677, 700-717.

IDOM (2018). Informe final: Cambios en las condiciones de inundabilidad en Gipuzkoa por el cambio climático.

IDE – CHILE. Datos geoespaciales región del Biobío (usos de suelo). Disponible en: <https://www.ide.cl/index.php/flora-y-fauna/item/1513-catastros-de-uso-de-suelo-y-vegetacion> (consultado el 22 de mayo de 2021).

IPCC (2014). Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Working Group II contribution to the IPCC's Fifth Assessment Report.

International fertilizer association (IFA). (2009). Assessment of fertilizer use by crop at the global level. 2006/2007-2007/2008.

International fertilizer association (IFA). (2013). Assessment of fertilizer use by crop at the global level. 2010-2010/2011.

International fertilizer association (IFA). (2017). Assessment of fertilizer use by crop at the global level. 2014-2014/2015.

Khalid, K., Ali, M. F., Abd Rahman, N. F., Mispan, M. R., Haron, S. H., Othman, Z., & Bachok, M. F. (2016). Sensitivity analysis in watershed model using SUFI-2 algorithm. *Procedia engineering*, 162, 441-447.

Korchemyuk, M., Arkhipova, L., Kravchynskyi, R. L., & Mykhailiuk, J. D. (2019). ANTHROPOGENIC INFLUENCE FROM POINT AND DIFFUSE SOURCES OF POLLUTION IN THE UPPER PRUT RIVER BASIN. *Scientific Bulletin of National Mining University*, (1).

Malagó, A., Bouraoui, F., Vigiak, O., Grizzetti, B., & Pastori, M. (2017). Modelling water and nutrient fluxes in the Danube River Basin with SWAT. *Science of the Total Environment*, 603, 196-218.

Martínez, Roberto. (2014). Mapa de Reconocimiento de suelos de la VIII Región del Biobío (Sector Sur).

McElroy, A. D. (1976). Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources (Vol. 1). US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, [Office of Air, Land, and Water Use].

Meaurio, M., Zabaleta, A., Uriarte, J. A., Srinivasan, R., & Antigüedad, I. (2015). Evaluation of SWAT models performance to simulate streamflow spatial origin. The case of a small forested watershed. *Journal of Hydrology*, 525, 326-334.

Me, W., Abell, J. M., & Hamilton, D. P. (2015). Effects of hydrologic conditions on SWAT model performance and parameter sensitivity for a small, mixed land use catchment in New Zealand. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10), 4127-4147.

McElroy, A. D. (1976). Loading functions for assessment of water pollution from nonpoint sources (Vol. 1). US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, [Office of Air, Land, and Water Use].

Mehan, S., Neupane, R. P., & Kumar, S. (2017). Coupling of SUFI 2 and SWAT for Improving the Simulation of Streamflow in an Agricultural Watershed of South Dakota. *Hydrol. Curr. Res*, 8(3).

Milzow, C., Krogh, P. E., & Bauer-Gottwein, P. (2011). Combining satellite radar altimetry, SAR surface soil moisture and GRACE total storage changes for hydrological model calibration in a large poorly gauged catchment. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(6), 1729-1743.

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885-900.

Nasr, A., Bruen, M., Jordan, P., Moles, R., Kiely, G., & Byrne, P. (2007). A comparison of SWAT, HSPF and SHETRAN/GOPC for modelling phosphorus export from three catchments in Ireland. *Water research*, 41(5), 1065-1073.

Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011). Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009. Texas Water Resources Institute.

Niemeyer, H. 1980. Hoyas hidrográficas de Chile: Octava región.

Niraula, R., Norman, L. M., Meixner, T., & Callegary, J. B. (2012). Multi-gauge calibration for modeling the semi-arid Santa Cruz Watershed in Arizona-Mexico border area using SWAT. *Air, Soil and Water Research*, 5, ASWR-S9410.

Novotny, V. (1994). *Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution*. Van Nostrand-Reinhold Publishers.

Parra, O., & Valdovinos, C. (2006). *La Cuenca del Río Biobío: Historia Natural de un Ecosistema de uso Múltiple*.

Ponce, V. 1989. *Engineering Hydrology*. Prentice Hall. Englewood Cliffs. New Jersey.

Prats-Rico, D. (2016). La reutilización de aguas depuradas regeneradas a escala mundial: análisis y prospectivas. *Agua y Territorio/Water and Landscape*, (8), 10-21.

Raneesh, K. Y., & Thampi Santosh, G. (2011). A study on the impact of climate change on streamflow at the watershed scale in the humid tropics. *Hydrological Sciences Journal*, 56(6), 946-965.

Rioseco, Reinaldo & Tesser, Claudio. 2022. *Cartografía Interactiva de los climas de Chile [en línea]*. Instituto de Geografía. Pontificia Universidad Católica de Chile. Disponible en: http://www7.uc.cl/sw_educ/geografia/cartografiainteractiva/

Rostamian, R., Jaleh, A., Afyuni, M., Mousavi, S. F., Heidarpour, M., Jalalian, A., & Abbaspour, K. C. (2008). Application of a SWAT model for estimating runoff and sediment in two mountainous basins in central Iran. *Hydrological sciences journal*, 53(5), 977-988.

Rodríguez-Eugenio, N., McLaughlin, M. y Pennock, D. (2019). *La contaminación del suelo: una realidad oculta*.

Saleh, A., Arnold, J. G., Gassman, P. W. A., Hauck, L. M., Rosenthal, W. D., Williams, J. R., & McFarland, A. M. S. (2000). Application of SWAT for the upper North Bosque River watershed. *Transactions of the ASAE*, 43(5), 1077.

Scott, M. y Lindsey, R. 2018. 2017 State of the Climate: Global Drought. Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos de América (NOAA, por sus siglas en inglés) sitio web. www.climate.gov/news-features/featured-images/2017-state-climate-global-drought.

Singh, A. (2018). A concise review on introduction to hydrological models. *Global Research and Development Journal for Engineering*, 3(10), 14-19.

Smith, S. V., Swaney, D. P., Talaue-Mcmanus, L., Bartley, J. D., Sandhei, P. T., McLAUGHLIN, C. J., ... & Wulff, F. (2003). Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *Bioscience*, 53(3), 235-245.

Stehr, A. (2008). Análisis del Comportamiento Hidrológico y Disponibilidad de Agua, Bajo Escenarios de Cambio Climático, para dos Subcuencas del río Biobío Incorporando el Impacto del Aporte Nivel en la Zona Cordillerana. Tesis doctoral, Universidad de Concepción, Chile.

Stewart, G. R., Munster, C. L., Vietor, D. M., Arnold, J. G., McFarland, A. M. S., White, R., & Provin, T. (2006). Simulating water quality improvements in the upper North Bosque River watershed due to phosphorus export through turfgrass sod. *Transactions of the ASABE*, 49(2), 357-366.

Suryavanshi, S., Pandey, A., & Chaube, U. C. (2017). Hydrological simulation of the Betwa River basin (India) using the SWAT model. *Hydrological Sciences Journal*, 62(6), 960-978.

Tilman, D. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, 96(11), 5995-6000.

Tolson, B. A., & Shoemaker, C. A. (2004). Watershed modeling of the Cannonsville Basin using SWAT2000: Model. Cornell Library Technical Reports and Papers.

UNDESA (2019). World Population Prospects, The 2019 Revision - Volume I: Comprehensive Tables.

UNESCO (2019). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2019: No dejar a nadie atrás.

Uribe, N. (2010). Conceptos básicos y guía rápida para el usuario Versión SWAT2005. SWAT Soil and Water Assessment Tool, 1-47.

USGS. Modelos de elevación digital de sensor SRTM. Disponible en: <https://earthexplorer.usgs.gov/> (consultado el 10 de septiembre de 2021).

Valdés-Pineda, R., Pizarro, R., García-Chevesich, P., Valdés, J.B., Olivares, C., Vera, M., Balocchi, F., Pérez, F., Vallejos, C., Fuentes, R., Abarza, A., Helwig, B., 2014. Water governance in Chile: Availability, management and climate change. *J. Hydrol.* 519, 2538–2567.

Van Liew, M. W., Arnold, J. G., & Garbrecht, J. D. (2003). Hydrologic simulation on agricultural watersheds: Choosing between two models. *Transactions of the ASAE*, 46(6), 1539.

Van Vliet, M. T., Jones, E. R., Flörke, M., Franssen, W. H., Hanasaki, N., Wada, Y., & Yearsley, J. R. (2021). Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. *Environmental Research Letters*, 16(2), 024020.

Vargas, J. (2000). Caracterización de la calidad del agua del río Bío-bío, entre las confluencias de los ríos Vergara y Laja y antecedentes para su modelación matemática. Tesis doctoral, Universidad de Concepción, Chile.

Wang, W., Chen, L., Zhu, Y., Wang, K., Chen, S., & Shen, Z. (2019). Is returning farmland to forest an effective measure to reduce phosphorus delivery across distinct spatial scales?. *Journal of environmental management*, 252, 109663.

Williams, J. R.; Hann, R. W. (1978). *Optimal Operation of Large Agricultural Watersheds with Water Quality Restraints*. Texas Water Resources Institute.

Wilson, G. V., Alfonsi, J. M., & Jardine, P. M. (1989). Spatial variability of saturated hydraulic conductivity of the subsoil of two forested watersheds. *Soil Science Society of America Journal*, 53(3), 679-685.

Withers, P. J., Neal, C., Jarvie, H. P., & Doody, D. G. (2014). Agriculture and eutrophication: where do we go from here?. *Sustainability*, 6(9), 5853-5875.

Xia, Y., Zhang, M., Tsang, D. C., Geng, N., Lu, D., Zhu, L., ... & Ok, Y. S. (2020). Recent advances in control technologies for non-point source pollution with nitrogen and phosphorous from agricultural runoff: current practices and future prospects. *Applied Biological Chemistry*, 63(1), 1-13.