



**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS**  
**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL**

**EVALUACIÓN DE LA NORMA SECUNDARIA DE CALIDAD AMBIENTAL  
PARA LA PROTECCIÓN DE LAS AGUAS CONTINENTALES SUPERFICIALES  
DE LA CUENCA DEL RÍO BIOBÍO**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

**IVÁN ANTONIO FUENTES OLIVARES**

PROFESOR GUÍA:  
**MARCELO OLIVARES ALVEAL**

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:  
**XIMENA MOLINA PAREDES**  
**CRISTÓBAL DE LA MAZA GUZMÁN**

SANTIAGO DE CHILE

DICIEMBRE DE 2012

RESUMEN DE MEMORIA PARA OPTAR  
AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL  
POR: IVÁN FUENTES O.  
PROF. GUÍA: Sr. MARCELO OLIVARES A.  
FECHA: 04/12/2012

“EVALUACIÓN DE LA NORMA SECUNDARIA DE CALIDAD AMBIENTAL PARA LA  
PROTECCIÓN DE LAS AGUAS CONTINENTALES SUPERFICIALES DE LA CUENCA  
DEL RÍO BIOBÍO”

En Chile, se inició en el año 2004 el proceso de la dictación de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA), con el fin de salvaguardar el aprovechamiento del recurso hídrico, maximizando beneficios sociales y económicos. Bajo esta perspectiva y por ley, considerado en el Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) que debe acompañar los proyectos de NSCA, se hace imprescindible la incorporación de elementos socio-económicos para evaluar el real impacto de la dictación de este tipo de normas.

En este contexto, el objetivo principal de este trabajo fue contribuir a un análisis costo-efectividad del proyecto de NSCA del río Biobío, que permita determinar un conjunto de medidas óptimas de cumplimiento. Para esto, se elaboró un modelo de calidad de aguas superficiales (QUAL2Kw) en una sección del río Biobío, que abarca 7 tramos de la NSCA, localizados zona baja del río Biobío, de un total de 35, para un total de 5 indicadores de calidad (oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno total, fósforo total y nitrato). A partir de este modelo y con el fin de integrar los resultados obtenidos con modelos de optimización, se desarrolló una matriz emisión-calidad, que debe representar una situación del río y permitir modificación en las cargas. Para que lo anterior suceda, el supuesto más importante es que el modelo QUAL2Kw es lineal. Finalmente, se realiza un análisis de incertidumbre a través de simulaciones de Monte Carlo a algunos parámetros del modelo QUAL2Kw, que estén involucrados en los procesos de decaimiento o transformación de los indicadores estudiados.

Como resultados de este estudio, la validación del modelo desarrollado en general presentó curvas de ajuste consistentes con la data existente para los distintos indicadores estudiados. Por otra parte, la matriz emisión-concentración que debe representar el modelo presentó errores menores al 1%, por lo que se verificó que efectivamente esta matriz aproxima de buena manera los resultados del modelo QUAL2Kw. Finalmente, se presentan los intervalos de incertidumbre generados por los parámetros del modelo QUAL2Kw, siendo los indicadores de calidad relacionados con la concentración de oxígeno los que presentan mayor incertidumbre a lo largo de los tramos del río Biobío estudiados.

*A mi Abuela Victoria*

## ***Agradecimientos***

Cómo no comenzar agradeciendo a quienes me apoyaron y guiaron en este trabajo, a mi profesor guía Marcelo Olivares por su confianza y buena disposición a lo largo de este proceso, a mi jefa y profe co-guía, Ximena Molina, por estar siempre dispuesta a resolver dudas y por la buena onda mostrada. A los muchachos del departamento de Economía Ambiental del MMA -Francisco, Jorge y Sebastián- y profesor integrante, Cristóbal De la Maza, quienes siempre estuvieron dispuestos a ayudarme, mostrando excelente disposición cuando tenía dudas o requería su ayuda, muchas gracias.

Agradecer a POCH Ambiental, empresa en donde me permitieron desarrollar con gran libertad este trabajo, lugar en donde, además, estoy dando mis primeros pasos como profesional.

Por supuesto, a mi familia, quienes han estado presentes en todo el proceso de mi formación, a mi Abuela Victoria, por cuidarme y estar siempre conmigo y mis hermanos, sin ella no hubiese podido estar acá, eres lo máximo viejita. A mis Padres, por su apoyo, fuerza y oportunidades que me dieron, gracias a los cuales estoy escribiendo estas líneas. A mi hermana, por ayudarme en la redacción, al querido, mis otros hermanos, los quiero.

También quisiera recordar a mis amigos, aquellos con los que vivimos todo el proceso de la Universidad, Mauro, Joaquín, Daniel, Matías, Eve y Ale, Rubén, Patito, Alejo, Gino y cuántos hidráulicos más, que quizá olvide mencionar, muchas gracias por los momentos pasados, sois grandes personas y mejores amigos. Como olvidar a los viejos conocidos del colegio, con los cuales aún se mantienen relación, son increíbles.

Por último, y no por esto menos importante, agradecer a mi chica, Natalia, por estar conmigo en este proceso, dándome energía, ánimo y amor. Muchas gracias, te amo.

# Índice General

Capítulo 1	Introducción.....	1
1.1	<i>Motivación.....</i>	1
1.2	<i>Objetivos.....</i>	3
1.2.1	<i>Objetivo General.....</i>	3
1.2.2	<i>Objetivos Específicos.....</i>	3
Capítulo 2	Antecedentes .....	4
2.1	<i>Cuenca del río Biobío.....</i>	4
2.2	<i>Anteproyecto de la Norma.....</i>	7
2.3	<i>Tramo de estudio.....</i>	9
Capítulo 3	Marco Teórico .....	12
3.1	<i>Modelo QUAL2Kw.....</i>	12
3.2	<i>Matriz de respuesta al estado estacionario.....</i>	15
3.3	<i>Análisis de incertidumbre de parámetros del modelo.....</i>	18
3.3.1	<i>Muestreo aleatorio antitético.....</i>	21
Capítulo 4	Modelo de calidad del agua .....	22
4.1	<i>Selección de indicadores de calidad a modelar.....</i>	23
4.2	<i>Validación del modelo a utilizar.....</i>	25
4.3	<i>Adaptación de matriz simplificada a modelo QUAL2Kw.....</i>	31
4.3.1	<i>Comparación matriz emisión-concentración y QUAL2Kw.....</i>	32
4.3.2	<i>Coeficientes de matriz emisión-concentración.....</i>	38
Capítulo 5	Análisis de incertidumbre .....	43
5.1	<i>Intervalos de confianza para parámetros de calidad.....</i>	44
5.2	<i>Influencia tasas cinéticas sobre parámetros de calidad.....</i>	47
Capítulo 6	Conclusiones y recomendaciones .....	53
Referencias	.....	57
Anexo A:	Áreas de vigilancia y su valor ambiental para la NSCA del río Biobío.....	61
Anexo B:	Influencia de los parámetros del modelo sobre los indicadores de calidad de aguas.....	67

## ***Índice de Tablas***

Tabla 2-1: Parámetros de la NSCA cuenca Biobío. CONAMA, 2009. ....	7
Tabla 2-2: Cauces afluentes al río Biobío en el tramo en estudio .....	9
Tabla 2-3: Empresas que descargan al río Biobío en tramo en estudio.....	10
Tabla 2-4: Descarga de plantas de tratamiento de aguas servidas afluente al río Biobío	10
Tabla 3-1: Variables de estado de QUAL2Kw. (Pelletier & Chapra, 2008.) .....	14
Tabla 4-1: Parámetros seleccionados para analizar .....	23
Tabla 4-2: Diferencia porcentual entre modelaciones. ....	35
Tabla 4-3: Diferencia porcentual entre modelaciones para condición de prueba .....	38
Tabla 5-1: Parámetros del modelo y sus rangos .....	44

## Índice de Figuras

Figura 2-1: Cuenca y sub cuencas del río Biobío. Fuente: Elaboración propia.....	5
Figura 2-2: Tramos definidos en el proyecto de NSCA. ....	8
Figura 2-3: Tramo del río Biobío en estudio.....	11
Figura 3-1: Modelo conceptual de segmentación del río. Adaptado de Pelletier & Chapra, 2008. ....	13
Figura 3-2: Balance de flujo en un tramo. Pelletier & Chapra, 2008. ....	13
Figura 3-3: Esquema división ríos de la cuenca. (Fuente: Elaboración propia).....	16
Figura 3-4: Distribución de probabilidades de salida con incertidumbre en la descarga, condiciones aguas arriba y parámetros. Fuente: López (1998).....	19
Figura 3-5: Esquema modelaciones de Monte Carlo. (Fuente: Loucks & Van Beek, 2005a) .....	20
Figura 4-1: Demanda bioquímica de oxígeno, abril de 2010. ....	26
Figura 4-2: Concentración de oxígeno disuelto, abril de 2010.....	26
Figura 4-3: Concentración de nitrógeno total, abril de 2010. ....	27
Figura 4-4: Concentración de fósforo total, abril de 2010.....	27
Figura 4-5: Concentración de nitrato, abril de 2010.....	28
Figura 4-6: Demanda Bioquímica de Oxígeno, Agosto de 2008.....	29
Figura 4-7: Concentración de oxígeno disuelto, Agosto de 2008. ....	29
Figura 4-8: Concentración de nitrógeno total, Agosto de 2008.....	30
Figura 4-9: Concentración de fósforo total, Agosto de 2008. ....	30
Figura 4-10: Concentración de nitrato, Agosto de 2008. ....	31
Figura 4-11: Comparación Matriz y Qual2Kw para el OD.....	32
Figura 4-12: Comparación Matriz y Qual2Kw para la Demanda Bioquímica de Oxígeno.....	33
Figura 4-13: Comparación Matriz y Qual2Kw para el Nitrógeno Total .....	33
Figura 4-14: Comparación Matriz y Qual2Kw para el Fósforo Total .....	34
Figura 4-15: Comparación Matriz y Qual2Kw para el Nitrato.....	34
Figura 4-16: Comparación entre Qual2Kw y matriz para el Oxígeno Disuelto, con variación en las cargas. ....	35
Figura 4-17: Comparación entre Qual2Kw y matriz para la Demanda Bioquímica de Oxígeno, con variación en las cargas. ....	36

Figura 4-18: Comparación entre Qual2Kw y matriz para el Nitrógeno Total, con variación en las cargas. ....	36
Figura 4-19: Comparación entre Qual2Kw y matriz para el Fósforo Total, con variación en las cargas. ....	37
Figura 4-20: Comparación entre Qual2Kw y matriz para el Nitrato, con variación en las cargas. ....	37
Figura 4-21: Coeficientes de matriz emisión-concentración para la descarga de DBO5 por la PTAS Santa Bárbara, su decaimiento y su influencia sobre los indicadores de calidad. ....	39
Figura 4-22: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de OD por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad. ....	39
Figura 4-23: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de N_org por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad. ....	40
Figura 4-24: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de NH4 por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad. ....	40
Figura 4-25: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de NO3 por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad. ....	41
Figura 4-26: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de P_inorg por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad. ....	41
Figura 4-26: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de P_org por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad. ....	42
Figura 5-1: Intervalo de confianza para el Oxígeno Disuelto. ....	44
Figura 5-2: Intervalo de confianza para la Demanda Bioquímica de Oxígeno. ....	45
Figura 5-3: Intervalo de confianza para el Nitrógeno Total. ....	45
Figura 5-4: Intervalo de confianza para el Fósforo Total. ....	46
Figura 5-5: Intervalo de confianza para el Nitrato. ....	46



Figura 5-6: Diagramas de dispersión para el OD. El decaimiento de la DBO es el único parámetro sensible a la estimación del OD..... 48

Figura 5-7: Diagramas de dispersión para el nitrato. La nitrificación y en menor medida el decaimiento del nitrógeno orgánico son sensibles a la estimación del nitrato. .... 49

Figura 5-8: Concentración de Oxígeno Disuelto en Estación Río Biobío en Santa Juana50

Figura 5-9: Demanda Bioquímica de Oxígeno en Estación Río Biobío en Santa Juana ...51

Figura 5-10: Nitrógeno Total en Estación Río Biobío en Santa Juana. No se aprecia variación en la curva de frecuencia acumulada para este indicador de calidad.....51

Figura 5-11: Fósforo Total en Estación Río Biobío en Santa Juana ..... 52

Figura 5-12: Nitrato en Estación Río Biobío en Santa Juana ..... 52

# Capítulo 1      Introducción

## 1.1    *Motivación*

La dictación de Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA) tiene por objetivo general proteger, mantener o recuperar la calidad de las aguas continentales superficiales de manera de salvaguardar el aprovechamiento del recurso, la protección y conservación de las comunidades acuáticas y de los ecosistemas lacustres, maximizando los beneficios sociales, económicos y ambientales (CONAMA, Ley 19.300). Una NSCA establece los valores de concentraciones y los periodos permisibles, máximos o mínimos, de sustancias, elementos, energía o combinación de ellas cuya presencia o carencia pueda constituir un riesgo para el medioambiente o la preservación de la naturaleza (Centro de Ciencias Ambientales, 2009).

Chile es un país con abundantes recursos hídricos, conformados principalmente por hoyas hidrográficas de origen andino que se extienden desde la cordillera hasta el mar (Valdovinos & Parra, 2006), como es el caso de la cuenca del río Biobío, objeto de análisis del presente estudio. La calidad de sus aguas superficiales depende de procesos naturales -tales como la precipitación, procesos climáticos y la erosión del suelo- y las actividades antropogénicas -tales como las actividades urbanas, industriales, la agricultura y la explotación de los recursos hídricos- (Jarvie *et al.*, 1998; citado por Pejman *et al.*, 2009). Entre los procesos naturales que afectan en gran medida la concentración de contaminantes del río, se puede mencionar la variación estacional de las precipitaciones, la escorrentía superficial y subsuperficial, el flujo de agua subterránea, la interceptación y la abstracción (Pejman *et al.*, 2009). Por otra parte, las descargas producidas por las actividades antropogénicas constituyen una fuente constante de contaminación (Najafpour *et al.*, 2008), por lo que su mayor o menor efecto dependerá del estado natural del río, dado por los procesos naturales antes mencionados.

Es posible visualizar diferentes causas que conducen a elevadas concentraciones de contaminantes en los ríos, incluyendo bajos caudales -por causas antrópicas o naturales- y el aumento de la descarga de aguas servidas al cuerpo de agua asociado al crecimiento poblacional o a un aumento de la actividad industrial aledaña al río. Para determinar la efectividad de una alternativa de manejo se pueden utilizar modelos de simulación, o causa-efecto, los cuales describen un estado del sistema en base como respuesta a datos de entrada. Los modelos de simulación permiten prever la respuesta del sistema frente a eventos extremos, como las sequías, o evaluar y comparar la eficiencia de distintas alternativas de gestión (Lozano *et al.*, 2010).

En Chile, la Ley 19.300, promulgada en 1994, introdujo formalmente el análisis económico en los procesos de elaboración de regulaciones ambientales. Además generó procedimientos reglamentados, intersectoriales y participativos, lo cual significó un importante avance en la dictación de normas y planes de prevención o descontaminación (Katz *et al.*, 2010). Las Normas Secundarias de Calidad Ambiental, como la estudiada en el presente trabajo, son parte de estas regulaciones, cuyo análisis económico y social se desarrolla en el Análisis General del Impacto Económico y Social (AGIES) que acompaña cada una de estas normas.

En la práctica, las tomas de decisión que afectan al Medio Ambiente se han desarrollado en base a tres enfoques, los cuales buscan avanzar en el logro de mejoras ambientales. Uno de estos es el análisis costo-efectividad y el uso de modelos hidro-económicos, los cuales buscan identificar los instrumentos que permitan el logro de las metas ambientales establecidas al menor costo posible (Lozano *et al.*, 2011). Este enfoque, específicamente el instrumento de permisos transables, ha tenido gran aceptación entre economistas (O’Ryan *et al.*, 2005). Un segundo enfoque es el análisis de riesgos, el que busca establecer metas aceptables en base a equilibrar diversos atributos de interés para el regulador tales como costos, riesgos, aspectos éticos, sociales y legales. Finalmente, en la última década se han desarrollado con fuerza los enfoques o acuerdos voluntarios. Estos son compromisos de parte de empresas contaminantes de mejorar su desempeño ambiental que no son exigidos por la legislación (O’Ryan *et al.*, 2005).

Por otra parte, la gestión del recurso hídrico debe considerar tanto su cantidad como su calidad, siendo los modelos hidro-económicos y los análisis costo-efectividad una herramienta para incrementar la eficiencia económica del uso de agua de una cuenca, en el contexto de maximizar el valor del recurso agua para la sociedad (Riegels, 2011). Es así como una adecuada gestión del recurso hídrico pasa a ser una tarea multidisciplinaria (Gartley *et al.*, 2009) en donde aspectos económicos, ingenieriles y políticos son importantes en la obtención de resultados adecuados (Riegels, 2011).

El presente trabajo busca estudiar y desarrollar metodologías de estudio que permitan avanzar hacia un análisis económicamente eficiente del cumplimiento del proyecto de NSCA del río Biobío en la parte media y baja del río Biobío (Aguas abajo del Embalse Pangué), zona que recibe como aporte los cauces más importantes de la cuenca (tales como el río Laja, río Vergara, río Bureo, etc.) y que recibe las descargas directas de una serie de localidades (ciudades como Laja, Santa Bárbara, Santa Juana, etc.) que aportan con aguas residuales, además de importantes empresas (Celulosas), que descargan sus residuos líquidos en el río Biobío.

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 Objetivo General**

- Contribuir a un análisis costo-efectividad del proyecto de Norma Secundaria de Calidad Ambiental para protección de las aguas superficiales de la cuenca del río Biobío, el cuál permita determinar un conjunto de medidas óptimas de cumplimiento.

### **1.2.2 Objetivos Específicos**

- Identificar y caracterizar fuentes puntuales y difusas que aporten contaminantes a cauces superficiales en la cuenca del río Biobío.
- Relacionar cargas contaminantes con la calidad del agua en tramos de interés de la cuenca, mediante un modelo de emisión-calidad.
- Obtener una representación aproximada del modelo emisión-calidad a través de una matriz respuesta.
- Identificar las fuentes de incertidumbre más relevantes en el modelo de calidad de aguas y estudiar el efecto de una de ellas a partir de modelaciones de Monte Carlo.

## **Capítulo 2    Antecedentes**

### **2.1    Cuenca del río Biobío**

La cuenca del río Biobío es la tercera hoya hidrográfica más grande del país, con una extensión de más de 24 mil kilómetros cuadrados. Su superficie es parte de la VIII región del Biobío y la IX región de la Araucanía, aunque la mayor parte de la cuenca (70%) se encuentra en la primera de ellas. A nivel administrativo, abarca parte de los territorios de seis provincias, a saber: Ñuble, Concepción, Biobío, Arauco Malleco y Cautín, mientras que la cuenca queda cubierta por un total de diez sub-cuencas (Figura 2-1)

El cauce principal de la cuenca, el río Biobío, nace en la Cordillera de los Andes, como efluente de la laguna Galletué. Recorre un total de 380 Km., siendo el segundo más largo y caudaloso de Chile (Saavedra & López, 2006). En su recorrido cuenta con dos importantes lagunas artificiales, como son los embalses Ralco y Pangue. En su recorrido, el río Biobío recibe el aporte de diferentes cauces. En la zona alta de la cuenca destaca por su caudal el río Lonquimay, mientras que aguas abajo de ambos embalses, el primer tributario importante es el Queuco, para luego dar paso al río Duqueco y Bureo.

En la zona media de la cuenca, el río Biobío recibe el caudal proveniente del río Vergara, su tributario meridional más importante (Cade-Idepe, 2004). Aguas abajo de esta unión, el Biobío recibe el aporte de su afluente más importante, el río Laja, en cuya confluencia se encuentran las localidades de Laja y San Rosendo. Finalmente, el río Biobío desemboca en el océano Pacífico, en el sector norte del golfo de Arauco, en las cercanías de la ciudad de Concepción, Talcahuano y San Pedro.

Es importante mencionar que el régimen hidrológico de la hoya hidrográfica en estudio presenta régimen nival en el alto Biobío, decantando debido al aporte pluviales, en su curso medio, hacia un régimen mixto (Valdovinos & Parra, 2006).

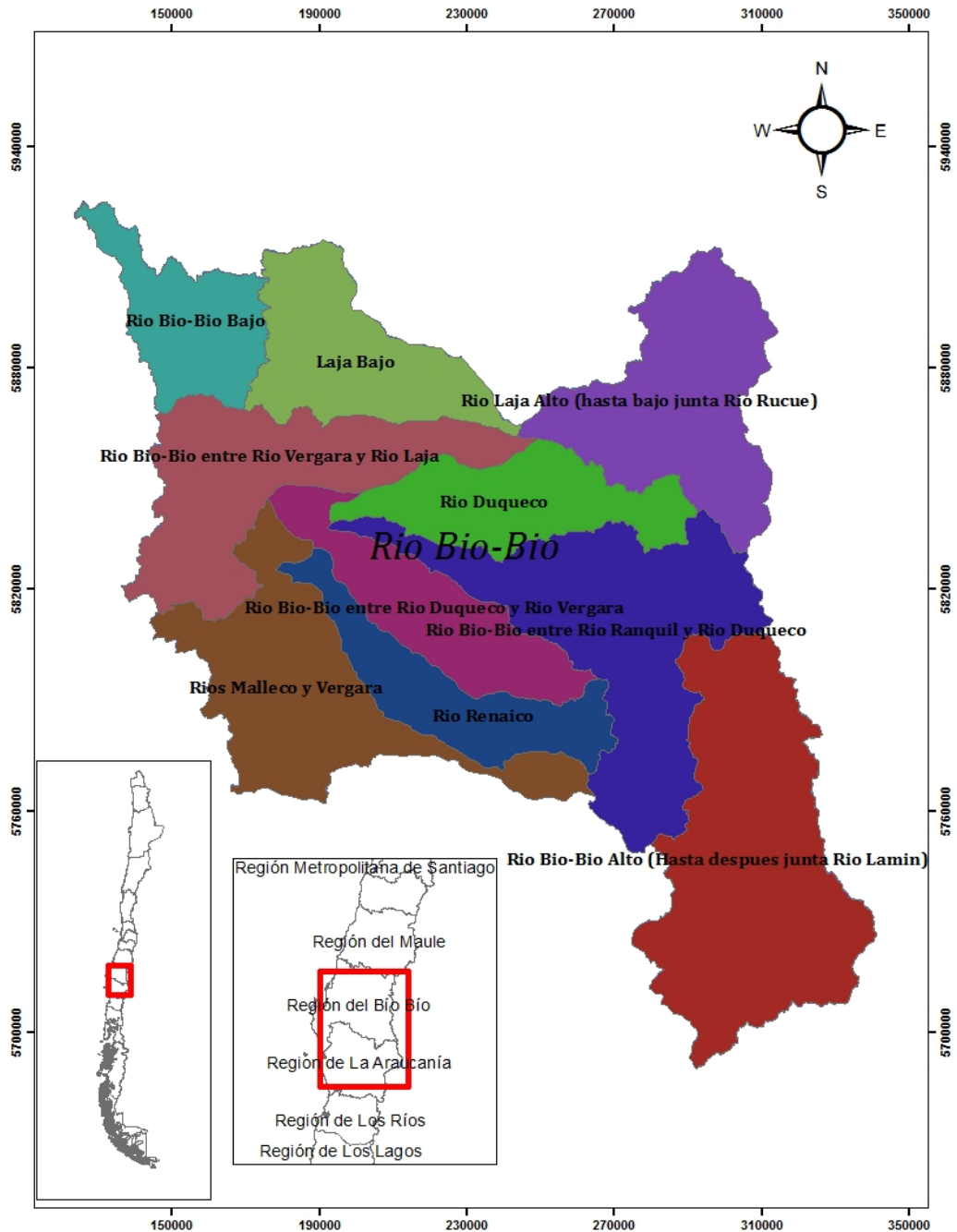


Figura 2-1: Cuenca y subcuencas del río Biobío. Fuente: Elaboración propia

La cuenca del río Biobío es un importante centro de desarrollo socio-económico. Sus sectores productivos son del tipo forestal, agropecuario, industrial e hidroeléctrico (Cade-Idepe, 2004). Con respecto al sector forestal, es importante notar que un 53.7% de los suelos de la cuenca es apto para uso forestal, que corresponde a un 12.6% del total nacional, lo que sumado a una agresiva gestión empresarial, ha determinado un masivo establecimiento de bosques productivos. Es notable que en la región del Biobío se genera un 62% de la celulosa, el 100% del papel, 38% de la madera aserrada y un 82% de los

tableros del total producido en el país, lo que representa una de las amenazas principales a la calidad del agua del río Biobío (Valdovinos & Parra, 2006).

La erosión y pérdida de suelo, además de la extracción de áridos son también parte de las intervenciones antrópicas que han generado riesgos sobre la calidad del río Biobío (CONAMA, 2009), exhibiendo un 48% de la superficie total de la cuenca daños moderados a muy severos de erosión hídrica (Valdovinos & Parra, 2006).

Con respecto al sector industrial y su influencia sobre la calidad del agua, la parte baja del río Biobío es el cuerpo receptor de efluentes de gran parte de los establecimientos industriales -95% del total de las descargas se encuentran en la parte baja de la cuenca- y de plantas de tratamiento de aguas servidas (Centro de Ciencias Ambientales, 2009).

Por otra parte, la zona media de la cuenca, con fuertes pendientes y un caudal relativamente constante dado su régimen pluvio-nival, resulta interesante como fuente de energía hidroeléctrica (Valdovinos & Parra, 2006). En la cuenca del río Laja, se encuentran las centrales Abanico, El Toro, Antuco y Rucué, mientras que en el río Biobío están los ya mencionados embalses Ralco y Pangué.

Finalmente, se destaca la importancia del río Biobío como fuente primordial de agua potable para asentamientos humanos aledaños al río, incluyendo la capital de la región, Concepción, ubicada en las cercanías de su desembocadura.

Elevadas concentraciones de contaminantes en los ríos de la cuenca dependen del río en estudio y del tramo de NSCA que se le asocie (Centro de Ciencias Ambientales, 2009). Entre los indicadores a estudiar es importante considerar la concentración de Oxígeno Disuelto (OD), debido a que es vital para la sobrevivencia de los peces (Kannel *et al.*, 2007), siendo el barómetro de la salud ecológica de los ríos y el parámetro más importante en la protección de dicha especie (Chang, 2005; citado por Kannel *et al.*, 2007). Es importante mencionar que, por si solo, este indicador no determina la condición del río, nutrientes como el nitrógeno (y sus diferentes formas) es importante considerarlas para determinar la salud de un río.

En la subcuenca del río Biobío Bajo se presentan los problemas más graves de contaminación del río Biobío, ya que en esta zona se concentran las mayores ciudades y actividades productivas de la cuenca (Centro de Ciencias Ambientales, 2009). Esto hace que sea necesario recuperar o mantener la calidad del agua, considerando también la necesidad de conservar la biodiversidad (CONAMA, 2009).

## 2.2 Anteproyecto de la Norma

El proyecto de NSCA define los ríos más importantes a controlar en la cuenca hidrográfica del río Biobío, a saber: Biobío, Laja, Duqueco, Bureo, Renaico, Malleco, Vergara, Guaqui, Rarínco, Claro y Tavoleo. En estos ríos, se han definido 35 áreas de vigilancia, siendo el río Biobío el que presenta la mayor cantidad de éstas, con un total 11 (Figura 2-2). Para cada área de vigilancia identificada, se ha asignado un nivel o valor de calidad ambiental para cada uno de los parámetros normados (CONAMA, 2009). Así, los límites en las concentraciones de los diferentes parámetros no son uniformes a lo largo de la cuenca, sino que son resultado de la información existente en cada área al momento de generar la norma.

En la Tabla 2-1 se presentan los parámetros asociados a la norma mientras que la calidad ambiental, entendida como el valor de concentración máximo o mínimo de contaminante asociada a cada tramo definido, se puede observar en el anexo 1.

Tabla 2-1: Parámetros de la NSCA cuenca Biobío. CONAMA, 2009.

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>
Amonio	mg/l
AOX	mg/l
Coliformes Fecales	NMP/100ml
Color Verdadero	Pt-Co
Conductividad Eléctrica	µS/cm
DBO <sub>5</sub>	mg/l
DQO	mg/l
Fósforo Total	mg/l
Hidrocarburos Totales	mg/l
Hierro	mg/l
Índice de Fenol	µg/l
Manganeso	mg/l
Nitrito	mg/l
Nitrógeno Total	mg/l
Oxígeno Disuelto	mg/l
pH	Unidad de pH
Sólidos Suspendidos	mg/l



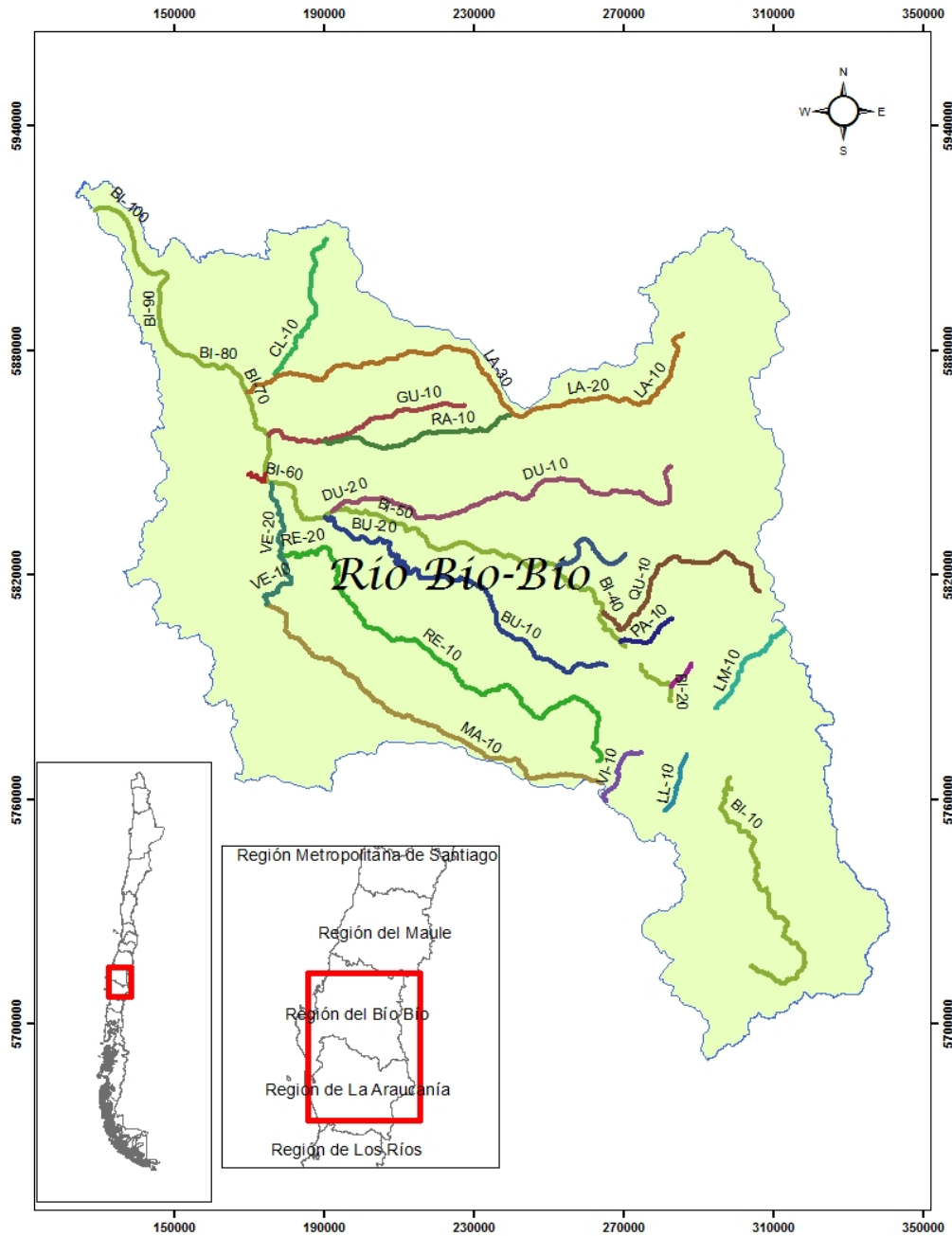


Figura 2-2: Tramos definidos en el proyecto de NSCA.

El proyecto definitivo de la NSCA establece que, para verificar su cumplimiento, se monitoreará cada área de vigilancia con una frecuencia mínima de cuatro veces al año, con distribución estacional, de acuerdo al Programa de Vigilancia el cual determinará los parámetros más importantes para cada tramo de la norma.

La calidad de aguas superficiales cumplirá con la norma secundaria cuando el percentil 66 móvil para tres años consecutivos de las concentraciones de las muestras analizadas para un indicador, según la frecuencia mínima establecida en el Programa de Vigilancia,

sea menor o igual a los límites establecidos en la presente norma. Cabe mencionar que la NSCA establece estado de latencia a un 80% del valor norma para cada parámetro en cada tramo, valor a partir del cual se deben tomar medidas con el fin de que el valor calculado para cada tramo, según lo antes mencionado, no supere el valor establecido en la NSCA.

Los distintos indicadores, por regla general, deberán satisfacer lo antes mencionado, siendo excepciones el oxígeno disuelto, cuya concentración deberá ser mayor o igual a los límites establecidos en la presente norma, y el pH, en donde su concentración deberá fluctuar entre el rango establecido en la NSCA en estudio.

### 2.3 Tramo de estudio

El tramo de cauce de estudio pertenece al río Biobío e incluye siete tramos de la NSCA: BI-30, BI-40, BI-50, BI-60, BI-70, BI-80 y BI-90 (Figura 2-3). El primero de estos tramos comienza aguas abajo del muro del embalse Pangue, y la estación de calidad que lo caracteriza es Embalsadero Callaqui (Esta fue utilizada como cabecera del modelo de calidad). El último tramo queda caracterizado por la estación Río Biobío antes de planta La Mochita. La norma fija dos tramos pequeños para este río antes de la desembocadura, los cuales no fueron parte de este análisis, dado que en el presente estudio no se evalúa la condición del estuario del río.

Para el tramo en estudio, se considera el aporte de doce ríos, los cuales afluyen al río Biobío a lo largo de su desarrollo (Tabla 2-2). Por otra parte se han considerado un total de cuatro empresas privadas, entre las cuales hay tres celulosas (Tabla 2-3) y un total de 6 plantas de tratamiento de aguas servidas (Tabla 2-4).

Tabla 2-2: Cauces afluentes al río Biobío en el tramo en estudio

<b>Tramo NSCA afluente</b>	<b>Río</b>
BI-40	Queuco
BI-40	Huequecura
BI-40	Quilme
BI-40	Lirquén
BI-50	Duqueco
BI-50	Bureo
BI-70	Vergara
BI-70	Taboleo
BI-70	Guaqui
BI-70	Laja
BI-80	Colchagua
BI-80	Gomero

Tabla 2-3: Empresas que descargan al río Biobío en tramo en estudio

<b>Tramo NSCA afluentes</b>	<b>Empresa</b>
BI-50	Rene correa Hermosilla
BI-60	Celulosa Planta Pacífico
BI-60	Celulosa planta santa fe
BI-70	Celulosa planta Laja

Tabla 2-4: Descarga de plantas de tratamiento de aguas servidas afluente al río Biobío

<b>Tramo NSCA afluentes</b>	<b>PTAS</b>
BI-50	PTAS Santa Bárbara
BI-50	PTAS Quilaco
BI-50	PTAS Negrete
BI-70	PTAS Laja-san rosendo
BI-90	PTAS STA JUANA
BI-90	PTAS HUALQUI

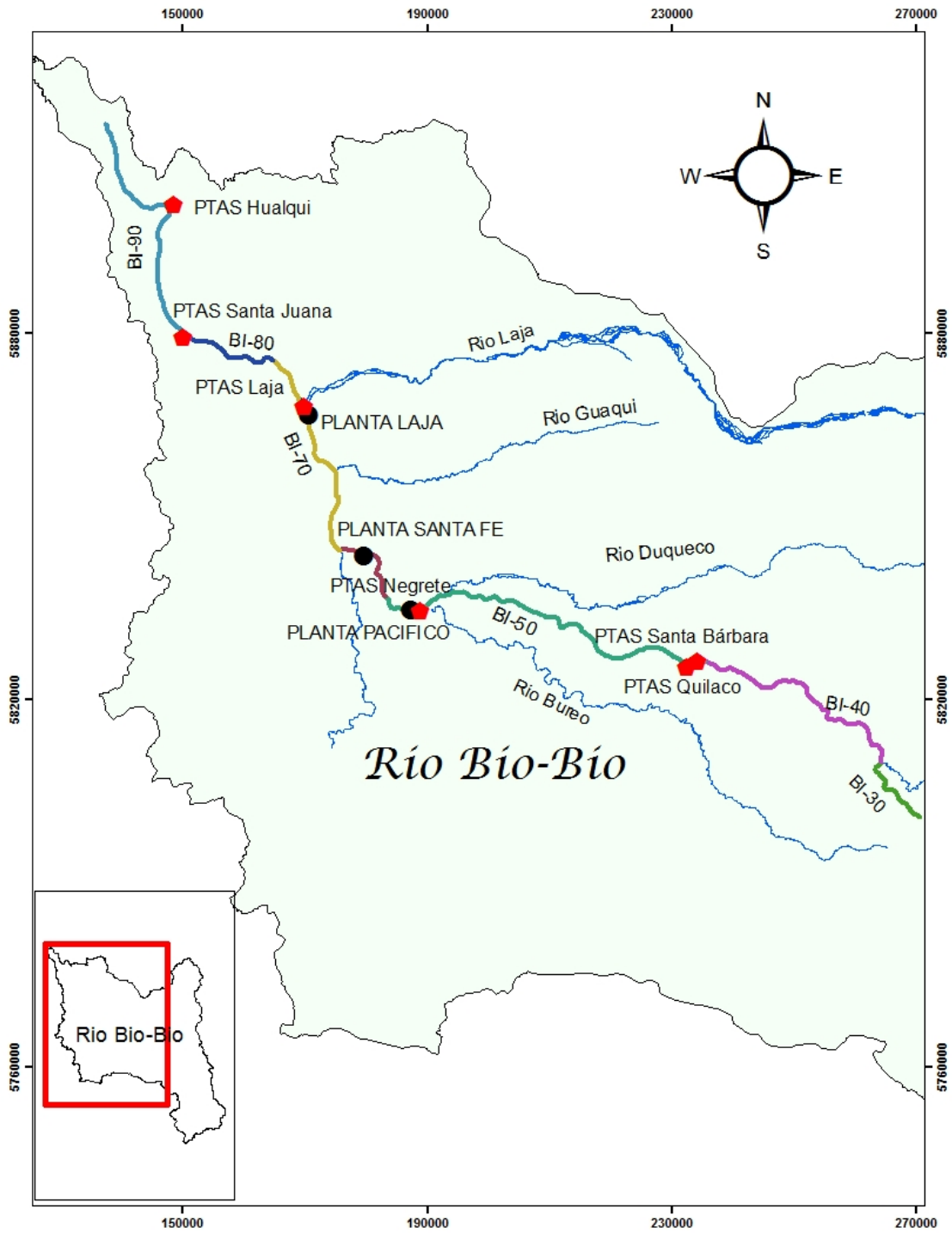


Figura 2-3: Tramo del río Biobío en estudio

## **Capítulo 3 Marco Teórico**

### **3.1 Modelo QUAL2Kw**

Qual2Kw (2005) es un modelo numérico de calidad de agua de ríos y esteros que es la versión moderna del modelo QUAL2E (Brown & Barnwel, 1987). A su vez, QUAL2Kw es la segunda versión del modelo QUAL2K, desarrollado por Chapra (Pelletier & Chapra, 2008). Esta última versión cuenta con una importante ventaja respecto a su predecesor, que es la incorporación de un algoritmo genético de calibración automática, el cual determina los valores óptimos de las tasas cinéticas que maximizan la bondad de ajuste entre los valores obtenidos y los datos medidos. Cabe notar que este algoritmo no se utiliza en el presente trabajo, dado que, debido a la calidad de la data existente, solo se validan parámetros del modelo obtenidos de la literatura.

Qual2Kw es un modelo unidimensional y asume mezcla completa en las direcciones laterales y verticales. Además es un modelo estacionario, es decir se simula una situación que no varía en el tiempo. Sin embargo, las variaciones diarias (a nivel horario) de la calidad de aguas pueden representarse, esto es, es posible observar las variaciones diurnas producto de la meteorología en la calidad del agua.

Un esquema de representación típica del río se puede apreciar en la Figura 3-1, donde el río está segmentado en tramos que tienen características hidráulicas constantes. La enumeración de los tramos comienza en la cabecera del río, ubicándose fuentes puntuales y difusas a lo largo de éste. En el presente trabajo, los ríos afluentes al tramo modelado se consideran como fuentes puntuales, asociándoseles la calidad medida o estimada.

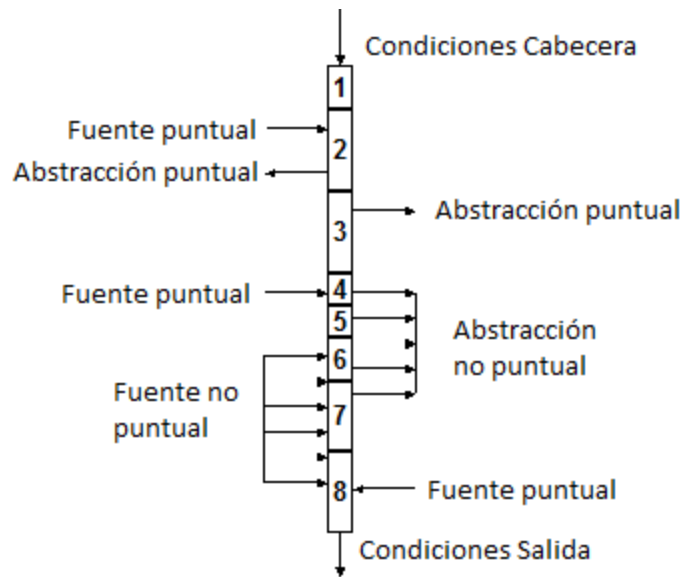


Figura 3-1: Modelo conceptual de segmentación del río. Adaptado de Pelletier & Chapra, 2008.

El balance de caudal para cada sección del río se aprecia en la Figura 3-2, donde  $Q_i$  es el caudal de salida del elemento  $i$  hacia el elemento de aguas abajo  $i + 1$  [ $m^3/d$ ],  $Q_{i-1}$  es el ingreso desde el elemento de aguas arriba  $i - 1$  [ $m^3/d$ ],  $Q_{in,i}$  corresponde al caudal total de ingreso en el elemento desde fuentes puntuales y no puntuales [ $m^3/d$ ], y  $Q_{ab,i}$  al caudal total de salida por sumideros puntuales y no puntuales [ $m^3/d$ ].

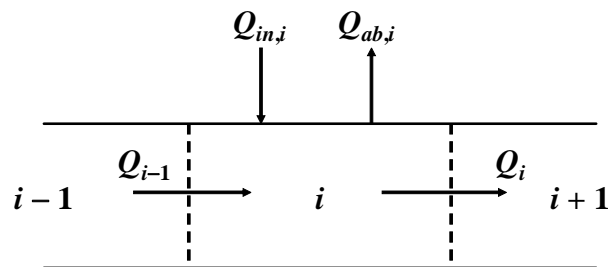


Figura 3-2: Balance de flujo en un tramo. Pelletier & Chapra, 2008.

Por otra parte, en cada sección  $i$  se realiza un balance general de masas para la concentración de cada constituyente  $C$  (excepto las algas de fondo), la que se observa a continuación (Kannel *et al.*, 2007)

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_i - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} c_i + \frac{Q_{in,i}}{V_i} c_i + \frac{E_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{E_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i \quad [3-1]$$

Donde  $V_i$  es el volumen del elemento  $i$ ,  $W_i$  es la carga externa del constituyente en el elemento  $i$ ,  $S_i$  son las fuentes y sumideros del constituyente debido a reacciones y

mecanismos de transferencia de masa y  $E_i$  es el coeficiente de dispersión de volumen entre los tramos  $i$  e  $i + 1$ .

Las variables de estado del modelo QUAL2Kw se presentan en la tabla 3-1, donde el subíndice 1 representa procesos en la columna de agua y el 2, en la zona hiporreica.

Tabla 3-1: Variables de estado de QUAL2Kw. (Pelletier & Chapra, 2008.)

<b>Variable</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Unidad</b>
Conductividad	$S_1, S_2$	$\mu\text{mhos}$
Sólidos Suspendidos Inorgánicos	$m_{i,1}, m_{i,2}$	$\text{mgD/L}$
Oxígeno Disuelto	$O_1, O_2$	$\text{mgO}_2/\text{L}$
DBOC lenta reacción	$C_{s,1}, C_{s,2}$	$\text{mg O}_2/\text{L}$
DBOC rápida reacción	$C_{f,1}, C_{f,2}$	$\text{mg O}_2/\text{L}$
Nitrógeno Orgánico	$n_{o,1}, n_{o,2}$	$\mu\text{gN/L}$
Nitrógeno Amonio	$n_{a,1}, n_{a,2}$	$\mu\text{gN/L}$
Nitrógeno Nitrato	$n_{n,1}, n_{n,2}$	$\mu\text{gN/L}$
Fósforo Orgánico	$p_{o,1}, p_{o,2}$	$\mu\text{gP/L}$
Fósforo Inorgánico	$p_{i,1}, p_{i,2}$	$\mu\text{gP/L}$
Fitoplancton	$a_{p,1}, a_{p,2}$	$\mu\text{gA/L}$
Detritus	$m_{o,1}, m_{o,2}$	$\text{mgD/L}$
Patógenos	$x_1, x_2$	$\text{cfu}/100 \text{ mL}$
DQO (Constituyente Genérico)	$gen_1, gen_2$	user defined
Alcalinidad	$Alk_1, Alk_2$	$\text{mgCaCO}_3/\text{L}$
Carbono Inorgánico total	$C_{T,1}, C_{T,2}$	$\text{mole/L}$
Alga de fondo ( $a_b$ en la capa de agua superficial), biofilm de bacteria heterótrofa ( $a_h$ en la zona de sedimentos hiporreica)	$a_b, a_h$	$\text{gD}/\text{m}^2$
Nitrógeno de alga de fondo	$IN_b$	$\text{mgN}/\text{m}^2$
Fósforo de alga de fondo	$IP_b$	$\text{mgP}/\text{m}^2$

Los datos que requiere el QUAL2Kw son hidráulicos, climáticos, y de calidad del agua, estos últimos tanto para las descargas puntuales como para el río (en la cabecera como condiciones de borde y en puntos de control a su largo). A continuación se especifica una lista de cada tipo de datos requerido por el modelo.

Con respecto a los datos climáticos, estos son, para cada tramo:

- Temperatura del aire.
- Velocidad del viento.

- Temperatura del punto de rocío.
- Porcentaje de cobertura de nubes.
- Porcentaje de sombra.
- Radiación solar

Datos hidráulicos e hidrológicos requeridos (WRDMAP, 2010):

- Caudal en la cabecera del río, de las descargas y abstracciones, tanto puntuales como difusas.
- Dimensiones para cada segmento del río (Largo, ancho de fondo, pendiente).
- Ubicación aguas arriba y abajo para cada segmento.
- Características de presas y cascadas en el río.
- Curvas de descarga o número de Manning para cada sección (El modelo utilizará la fórmula correspondiente según los datos para calcular los parámetros hidráulicos)

Datos de calidad de agua requeridos para la cabecera del río, las fuentes puntuales y difusas, son básicamente los mencionados en la tabla Tabla 3-1, a la cual se le debe agregar la temperatura (°C).

### **3.2 Matriz de respuesta al estado estacionario**

La matriz de respuesta tiene por objetivo resumir las interacciones entre las descargas y las concentraciones para un modelo emisión-calidad (Chapra, 1997) dado que se asume que la relación entre las emisiones y las concentraciones es lineal (Bennett *et al.*, 2002). Según esto, es necesario realizar un análisis sobre el modelo utilizado (Qual2Kw) para determinar la respuesta lineal de los diferentes contaminantes en estudio a sus respectivas descargas.

A grandes rasgos, la relación se puede representar como (Chapra, 1997):

$$\{C\} = \{W\} * [A] \quad [3-2]$$

Donde:



$\{C\}$  = Vector de concentraciones del río desconocido.

$\{W\}$  = Vector de descargas.

$[A]$  = Matriz respuesta en estado estacionario.

Reescribiendo la ecuación **[3-2]** de forma explícita para un parámetro tenemos:

$$C_j = W_k * A_{kj} \quad \text{[3-3]}$$

En donde  $j = 1 \dots p$  son los  $p$  segmentos del río y  $k = 1 \dots q$  son las diferentes descargas.  $A$  corresponde a la matriz de valores en donde el coeficiente  $A_{kj}$  representa la relación entre la descarga  $k$  con el segmento del río  $j$ . Esto, como se mencionó anteriormente, asume la relación lineal entre las descargas y las concentraciones del río, dado que la matriz de valores es fija.

En el presente trabajo, se cuenta con una serie de descargas y tramos de río, además de varios indicadores de calidad que representar. Un esquema sencillo de la representación de un tramo con sus afluentes, se puede observar a continuación:

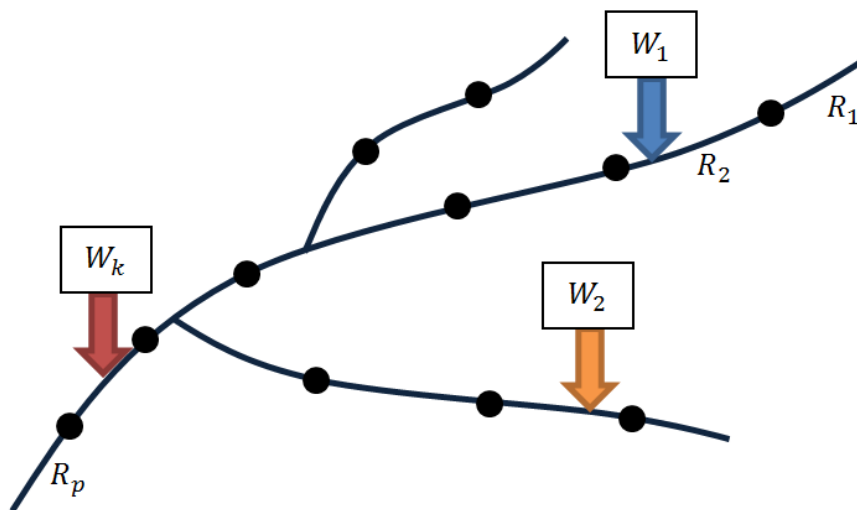


Figura 3-3: Esquema división ríos de la cuenca. (Fuente: Elaboración propia)

En donde  $R_1 \dots R_p$  corresponden a los tramos del río y  $W_1 \dots W_p$  corresponden a las descargas puntuales que ocurren sobre los diferentes tramos. Se puede apreciar que una descarga  $W_i$  afectará solamente aquellos tramos aguas abajo de su punto de descarga.

En el presente trabajo, se está evaluando una serie de indicadores de calidad presentes en el anteproyecto de la NSCA, por lo que la ecuación **[3-3]** se debe modificar, agregando una dimensión que permita identificar el parámetro referido.

Denominando  $i = 1 \dots n$  los distintos  $n$  indicadores de calidad en el cuerpo receptor,  $j = 1 \dots p$  los  $p$  segmentos del río,  $m = 1 \dots q$  los  $q$  parámetros emisores,  $k = 1 \dots q$  las diferentes  $q$  descargas, se puede determinar la concentración en los diferentes tramos del río mediante la siguiente ecuación:

$$C_{ij} = C_{ij}(base) + \sum_{m,k} W_{mk} * A_{kmij} \quad \mathbf{[3-4]}$$

Donde:

$C_{ij}$  = Concentración en el río del parámetro  $i$  en el tramo  $j$ .

$C_{ij}(base)$  = Concentración base del río, en este caso calculada para el río sin descargas antrópicas.

$W_{mk}$  = Descarga contaminantes  $m$  por descarga  $k$ .

$A_{kmij}$  = Matriz que relaciona el impacto unitario del contaminante  $m$  de la descarga  $k$  con el indicador  $i$  en el tramo  $j$ .

Para el cálculo de los coeficientes de la matriz  $A_{kmij}$ , el procedimiento consiste en partir de la situación base de descargas en el modelo [ $C_{ij} = C_{ij}(base)$ ] e ir modificando alternadamente las concentraciones de las descargas en una unidad (Jia & Culver, 2006). Para esto, la ecuación **[3-4]** se modificará, de manera de representar lo deseado, reescribiéndola como sigue:

$$A_{kmij} = \frac{C_{ij}(f) - C_{ij}(base)}{\Delta W_{mk}} \quad \mathbf{[3-5]}$$

En donde  $\Delta W_{mk}$  = Variación de la descarga del parámetro  $m$  por la fuente  $k$ , cuyo valor es 1 para el cálculo de la matriz.

Para determinar la validez o precisión de la matriz con respecto a los resultados entregados por el modelo, se utiliza una función de ajuste, que compara los resultados entre el modelo QUAL2Kw y la matriz emisión-concentración de los diferentes

indicadores de calidad, de manera de poder identificar sí, en caso del aumento en una descarga  $i$ , la matriz de coeficientes evidencia de buena forma el cambio producido en la concentración de los diferentes tramos del río. Benaman *et al.*, (2004) propone un índice de ajuste entre pares de datos, el cual será modificado de manera que abarque, para un parámetro, la diferencia para todos los tramos. La ecuación utilizada se aprecia a continuación:

$$\%Diff_i = \frac{1}{n} \sum_j \frac{|C_{j,matrix} - C_{j,mod}|}{C_{j,mod}} * 100 \quad [3-6]$$

Donde:

$\%Diff_i$  = Diferencia porcentual entre valores obtenidos mediante el modelo y la matriz para el contaminante  $i$ .

$C_{j,matrix}$  = Concentración entregada por la matriz respuesta para la concentración  $i$  en el tramo  $j$ .

$C_{j,mod}$  = Concentración estimada mediante la ecuación [3-5] para la variable  $i$  en el tramo  $j$ .

$n$  = Número total de pares observados comparados.

De esta forma, una vez calculados todos los valores de la matriz, se calcula la concentración del río mediante el modelo y a través de la matriz respuesta, para luego calcular con la ecuación [3-6] la diferencia porcentual para cada parámetro en estudio entre las dos formas de obtener la concentración en cada tramo del río.

### 3.3 Análisis de incertidumbre de parámetros del modelo

En general, estudios sobre modelos ambientales incluyen tres tipos de incertidumbre: Incertidumbre estructural, incertidumbre en los datos de entrada, e incertidumbre en los parámetros del modelo (Mannina & Viviani, 2009). La incertidumbre estructural proviene de nuestro incompleto entendimiento conceptual del sistema en estudio (Loucks & Van Beek, 2005b) y de las simplificaciones conceptuales de los procesos mediante funciones matemática (Mannina & Viviani, 2009).

Para López (1998), la distribución de probabilidades de un indicador de calidad con decaimiento de primer orden es una función de la distribución de probabilidades de descarga, de las condiciones aguas arriba (estas corresponderían a incertidumbre en los datos de entrada) y de los parámetros (Figura 3-4), en donde no se incluye la

incertidumbre del modelo, dado que no puede ser representada como una distribución de probabilidad.

En el presente trabajo, los parámetros del modelo no fueron calibrados apropiadamente con datos medidos en terreno, dado que no se realizaron campañas de medición. Dado esto, es que se puede atribuir que la principal fuente de incertidumbre proviene de la ausencia de suficientes datos para una adecuada calibración de los parámetros. En lugar de esto, se utilizaron rangos para los parámetros sugeridos en la literatura, aunque este enfoque lleva a que la calibración y análisis de incertidumbre de los modelos sea más difícil de implementar (Benaman *et al.*, 2004).

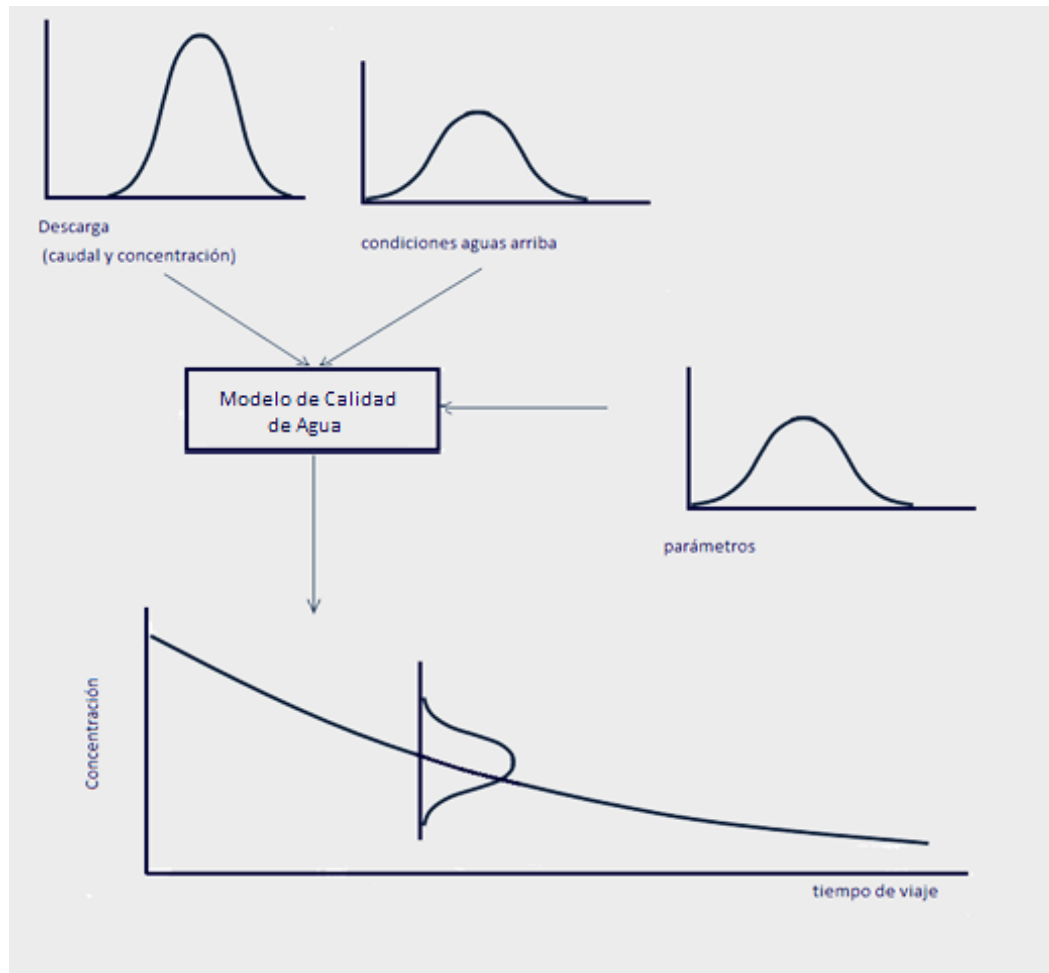


Figura 3-4: Distribución de probabilidades de salida con incertidumbre en la descarga, condiciones aguas arriba y parámetros. Fuente: López (1998).

Brown & Barnwell (1987) emplearon tres diferentes técnicas para realizar un análisis de incertidumbre al modelo Qual2E: Análisis de sensibilidad, análisis del error de primer orden y simulación de Monte Carlo. En el presente trabajo, la incertidumbre del modelo será analizada mediante simulaciones de Monte Carlo, las que presentan ventajas con

respecto a los otros métodos, como el hecho de no requerir cálculo de derivadas parciales (Delgado & Hernandez, 2009).

Loucks & Van Beek, (2005a) describen los diferentes pasos a seguir para implementar modelaciones de Monte Carlo. En primer lugar se debe seleccionar un set de parámetros aleatorio, obtenido de sus respectivas distribuciones de probabilidad. A continuación, estos valores serán utilizados en el modelo de simulación para obtener una muestra de las variables de salida. El proceso de selección y simulación se repite muchas veces, revisando y observando cada vez el ajuste en la calibración del modelo. Los resultados esperados son una distribución de probabilidades de los valores de salida y del índice de ajuste del sistema, lo que resulta de la variación y posibles valores de las variables de entrada (Figura 3-5).

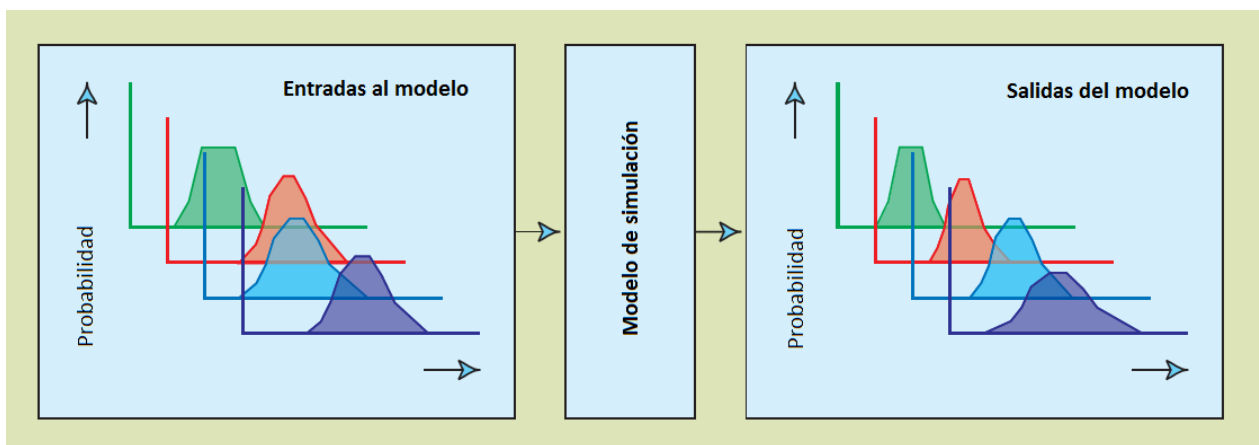


Figura 3-5: Esquema modelaciones de Monte Carlo. (Fuente: Loucks & Van Beek, 2005a)

Para evaluar la incertidumbre de los parámetros del modelo, en el presente trabajo se utiliza la metodología GLUE (Estimación de la Probabilidad Generalizada de Incertidumbre, por sus siglas en inglés), la cual se basa en modelaciones de Monte Carlo (Mannina, 2011) y fue propuesta por Beven & Binley (1992). Para McIntyre *et al.* (2002) un modelo numérico en el ámbito ambiental no es justificable sin realizar un análisis de incertidumbre, y consideran además que GLUE es un método versátil para la estimación robusta de la incertidumbre paramétrica. Esta metodología ha tenido un tremendo impacto, contándose alrededor de 500 citas del trabajo original, popularidad que puede atribuirse a su simplicidad y sencilla implementación (Stedinger *et al.*, 2008).

La metodología GLUE considera diferentes puntos en su desarrollo. Es así, cómo es posible calibrar un modelo de calidad de aguas, sin embargo, no es lo que se busca en este trabajo. Aun así, se menciona que GLUE rechaza la idea de la existencia de un único conjunto óptimo de parámetros en una calibración, y supone que, *a priori*, todos los conjuntos de parámetros tendrán la misma probabilidad de ser estimadores aceptables del sistema (Mannina & Viviani, 2010), pudiendo, por lo tanto, existir más de un

conjunto de parámetros que representen de buena forma el sistema en estudio. GLUE considera una generación aleatoria de vectores de parámetros, escogidos arbitrariamente a partir de distribuciones de probabilidades específicas para cada parámetro del modelo en estudio (Beven & Binley, 1992), independientes entre sí. A cada conjunto de parámetros generados se le asigna una medida de probabilidad, dependiendo de su capacidad de ser simulador del sistema (Mishra, 2011). Este “peso” asignado a cada conjunto de parámetro se realiza comparando los datos respuesta del modelo a su respectivo valor y los datos observados (Beven & Binley, 1992).

Para asignar las probabilidades a los distintos vectores de parámetros, se utiliza como medida de probabilidad el índice de Nash-Sutcliffe (Ecuación [3-7]), el cual es parte de los propuestos por Beven & Binley (1992) y es el que con más frecuencia se utiliza, de acuerdo a lo reportado en la literatura (Mannina, 2011).

$$E_j = 1 - \frac{\sigma_e^2}{\sigma_0^2} \quad [3-7]$$

Donde  $\sigma_e^2$  es la desviación estándar de los errores y  $\sigma_0^2$  es la varianza de las observaciones. Se puede apreciar que el índice anterior es igual o menor que cero para aquellas simulaciones que tienen un comportamiento no adecuado o no esperado para el sistema en estudio, mientras que su valor tiende a 1 para aquellas en donde su comportamiento sea más cercano al esperado.

### **3.3.1 Muestreo aleatorio antitético**

Con el fin de disminuir la varianza o error en el muestreo, en el presente trabajo se utiliza una técnica de reducción de varianza. Éstas se basan en que la salida de un simulación de Monte Carlo es una variable aleatoria (Ortiz, 2012). Debido a esto, estos métodos controlan las secuencias de números aleatorios iniciales (como en este caso en las modelaciones de Monte Carlo) introduciendo correlación o anticorrelación (como es el caso del muestreo antitético) entre ellos (Hoeger, 2012). Este procedimiento permite reducir los intervalos de confianza y lograr mayor precisión con menos simulaciones (Law & Kelton, 2000).

La técnica de reducción de varianza utilizada en este trabajo se denomina muestreo antitético, cuyo objetivo es inducir una correlación negativa entre los elementos correspondientes en las series de números aleatorios utilizados para generar variaciones de entrada en réplicas diferentes (Ortiz, 2012). Esto se lleva a cabo usando números aleatorios complementarios para realizar dos corridas del modelo, es así como si  $U_k$  es un número aleatorio generado para una corrida, se utiliza  $1 - U_k$  para la siguiente, lo que

es válido dado que si  $U_k \sim U(0,1)$ , entonces  $1 - U_k \sim U(0,1)$  también (Law & Kelton, 2000).

Si se realiza un muestreo para  $n$  parejas de réplicas y se define como  $x_j^{(1)}$  la muestra  $j$  correspondiente a la primera observación y  $x_j^{(2)}$  la correspondiente a la segunda observación con número aleatorio complementario al anterior, se tiene un total de  $2n$  observaciones (Ramos & Cerisola, 2010). Si se define  $X_j = (x_j^{(1)} + x_j^{(2)})/2$  y la media de los  $x_j$ 's  $\bar{X}_j$ , entonces la varianza puede expresarse como (Law & Kelton, 2000):

$$Var(\bar{X}(n)) = \frac{Var(X_j)}{n} = \frac{Var(x_j^{(1)}) + Var(x_j^{(2)}) + 2Cov(x_j^{(1)}, x_j^{(2)})}{4 * n} \quad [3-8]$$

Se puede apreciar que, si los eventos son independientes, la  $Cov(x_j^{(1)}, x_j^{(2)}) = 0$ . Por otra parte, si se induce correlación negativa entre los muestreos, la covarianza será negativa, reduciendo de esta forma la varianza muestral (Ramos & Cerisola, 2010). Este es el objetivo del muestreo aleatorio antitético.

## Capítulo 4 Modelo de calidad del agua

Un modelo de calidad del agua, como el utilizado en el presente trabajo (Qual2Kw) requiere dos pasos: una calibración previa de sus parámetros y luego una validación (Lopez, 1998), en lo posible bajo distintos escenarios que pudiesen existir.

En el caso del modelo a utilizar, aquellos parámetros que deben pasar por el proceso antes mencionado son las tasas de decaimiento de los diferentes contaminantes, las tasas de ajuste por temperatura, algunas tasas de transferencia, de respiración, crecimiento de algas, etc.

Para lo anterior, se requiere al menos dos campañas en terreno -o una campaña suficientemente larga para dividirla en dos períodos- con medición tanto de datos de calidad del agua como de caudal, tanto del río en estudio como de las posibles descargas o afluentes que pudiesen existir, de manera de ajustar las tasas a lo que son la realidad. Sin embargo, el presente trabajo no incluyó campañas de terreno dedicadas a este objetivo y tampoco había datos de buena calidad disponibles, por lo que los valores de los parámetros son obtenidos de la literatura, en base a ríos con propiedades similares o valores que más se repiten.

Debido a la gran incertidumbre y variabilidad que presentan las tasas utilizadas, según los criterios antes mencionados, es que más adelante se analizará, mediante el método de Montecarlo, las probabilidades de ocurrencia de las diferentes concentraciones en el río, en base a distribuciones de probabilidad de los parámetros que fueron obtenidos desde bibliografía.

Formalmente, el modelo es sometido a una validación de los datos entregados por la literatura.

#### 4.1 Selección de indicadores de calidad a modelar

La NSCA en estudio cuenta con una serie de indicadores de calidad de agua para los cuales pretende determinar una concentración máxima (o mínima, según corresponda) en los distintos ríos y tramos de la cuenca, según lo explicado en el capítulo 2.2, Antecedentes de la Norma. Por otra parte, el modelo QUAL2Kw tiene ciertas limitaciones en cuanto a la cantidad de indicadores que admite para ser representados en la modelación (ver 3.1). Por último, una restricción técnica adicional la presentan las estaciones de calidad de agua existentes en la zona de estudio, debido a que éstas no monitorean, en general, una amplia gama de índices de calidad. Existen dos tipos de estaciones: las controladas por la Dirección General de Aguas (DGA) y el Centro de Ciencias Ambientales (EULA). Las primeras monitorean solamente 7 índices de calidad (entre los que hay 3 de metales, los cuales no se consideran), mientras que las segundas cuentan con una mayor cantidad de mediciones en cada campaña. A modo de resumen, las restricciones impuestas a la selección de indicadores en estudio está dada por:

- Presencia en el anteproyecto definitivo de la NSCA para la cuenca del Biobío.
- Factibilidad de ser modelado con el programa seleccionado.
- Mediciones de terreno existentes en las bases de datos de calidad de agua.

En la Tabla 4-1 se presentan los indicadores de calidad seleccionados para este estudio.

Tabla 4-1: Parámetros seleccionados para analizar

<b>Parámetro a estudiar</b>	<b>Abreviación</b>
Oxígeno Disuelto	OD
Demanda Bioquímica de Oxígeno	DBO
Nitrógeno total	NT
Fósforo total	PT
Nitrato*	NO3

\* El nitrato no está en la NSCA.



Dentro de la gran cantidad de parámetros de calidad de agua, existen algunos más importantes que otros. Es así como la concentración de oxígeno disuelto (OD) es un indicador común de la salud de los ecosistemas acuáticos (Loucks & Beek, 2005b) y de la calidad de aguas (Cortés & Montalvo, 2009), el cual fue modelado por primera vez por Streeter & Phelps (1925) en el río Ohio, Estados Unidos. Las aguas superficiales limpias se caracterizan por tener alto contenido de oxígeno disuelto, que permite una adecuada actividad biológica (Cortés & Montalvo, 2009). Debido a esto la importancia de mantener un constante monitoreo de este parámetro de calidad, así como aquellos que pueden afectar su concentración. Es importante destacar, por lo tanto, aquellos factores que pueden afectar la concentración de OD, a saber: Temperatura, Presión, Salinidad, Actividad Biológica, Materia Orgánica y la Hidrodinámica del cauce (Conzonno, 2009). El consumo de Oxígeno está relacionado con tres procesos: respiración de los microorganismos, de las plantas acuáticas y de las bacterias, estas últimas llevando a cabo la degradación de la materia orgánica (Mannina, 2011). Otros procesos que consumen oxígeno son la oxidación de compuestos de nitrógeno (nitrificación u oxidación de  $\text{NH}_4$  a  $\text{NO}_3$ ) y la demanda de oxígeno de los sedimentos, originada por la degradación de la materia orgánica depositada (Mannina & Viviani, 2009). El OD está considerado, como se puede apreciar en la Tabla 4-1, entre aquellos que se modelarán y estudiarán

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) está estrechamente relacionada con la cantidad de oxígeno disuelto disponible en el cuerpo de agua, debido a que su degradación, como se mencionó anteriormente, consume oxígeno disponible en los cuerpos de agua. Altas concentraciones de materia orgánica elevan el consumo de OD, por lo que resulta necesario tener en cuenta este parámetro al momento de estudiar indicadores de calidad de agua. Cabe destacar que la NSCA evalúa la DBO al quinto día de reacción, o  $\text{DBO}_5$ .

Otro índice de calidad importante es el nitrógeno total, el cual se presenta en diferentes formas, las cuales, según su orden decreciente de interés en las aguas naturales son: nitrato, nitrito, amoníaco y nitrógeno orgánico (Cortés & Montalvo, 2009). Además del consumo de oxígeno que se produce debido a la nitrificación (Mannina, 2011) es importante destacar la importancia que tiene el nitrógeno en una potencial eutroficación que pudiese ocurrir en los cuerpos de agua, la que sucede cuando el cuerpo de agua se enriquece de nutrientes. Esto lleva a un incremento en la productividad del sistema, resultando en un aumento excesivo de productores primarios (Loucks & Beek, 2005b). Esto afecta a la calidad de agua, especialmente si causa condiciones anaeróbicas en los cuerpos acuáticos.

La forma más importante de nitrógeno, como se mencionó anteriormente, es el nitrato, que además de ser una de las formas del nitrógeno más importantes en proceso de eutrofización (junto al nitrito, según Loucks & Beek (2005b)), en cantidades excesivas contribuye a una enfermedad infantil denominada metahemoglobinemia, por lo que se establece un límite máximo de su concentración en el agua (Cortés & Montalvo, 2009).

Otra forma importante del nitrógeno es el amoníaco. Sin embargo, su baja presencia y, por lo tanto, bajo efecto sobre la concentración de oxígeno disuelto, llevan a considerarlo solamente como parte del nitrógeno total en la presentación de resultados, aunque se consideró en la validación del modelo.

El proyecto de NSCA para la cuenca en estudio restringe el Nitrito, cuya baja permanencia en el ambiente sumado a la imposibilidad de modelarlo, sugiere no considerarlo. Por otra parte, las mediciones de Nitrato, sumado a su interés entre las diferentes formas de nitrógeno antes mencionada (Cortés & Montalvo, 2009) muestran que la concentración de este compuesto no es despreciable, y debido a esto se incluye en el conjunto de parámetros anteriormente mencionado.

## **4.2 Validación del modelo a utilizar**

El modelo se validó en base a dos escenarios distintos, invierno y verano, en cuanto a caudales, concentraciones y emisiones típicas de los afluentes al tramo en estudio de la cuenca. Como ya se mencionó, este tramo corresponde al río Biobío desde aguas abajo del Embalse Pangue (específicamente la estación de calidad de EULA Balseadero Callaqui y que corresponde al tramo BI-30) hasta el tramo de la norma BI-90, que cuenta con la estación de calidad Río Biobío antes de planta La Mochita.

Las datos utilizados en la validación del modelo fueron, para el escenario invierno, agosto de 2008, mientras que para verano los usados corresponden al primero de abril de 2010 (usualmente las campañas de verano se realizan los primeros días de marzo, sin embargo el terremoto ocurrido en la zona el año 2010 obligó a postergar el monitoreo). Cabe recordar que no se utiliza una de estas campañas para calibrar debido a la mala calidad de mediciones, considerando que no corresponden al mismo día, no tienen horario de medición, etc. A pesar de esto, los años son seleccionados dado que, en las fechas de las campañas de monitoreo de calidad de agua, los caudales del río Biobío permanecen relativamente constantes y los datos de calidad de agua representan de buena forma el comportamiento histórico de los valores en sus respectivos meses.

En caso de valores medidos que no se comporten de acuerdo a lo esperado, tanto si se comparan con los datos históricos para el mismo mes del año y estación de control, como por su relación con las otras estaciones de monitoreo de la misma campaña, se utiliza un promedio de los valores históricos, desde el año 2004 a la fecha, existentes para la estación en el correspondiente mes.

Las Figs. 4-1 a 4-5 muestran los resultados para abril de 2010. Junto con la validación, en los gráficos se incorporará el valor norma definido en el proyecto definitivo de NSCA para la cuenca del río Biobío, con el fin de comparar la situación del río con lo que

pretende ser la situación que se impone. En estos gráficos no se considera latencia de los parámetros, pero resulta importante mencionar que el punto cero corresponde a la estación Río Biobío Antes de planta La Mochita, que determina la calidad de aguas del tramo BI-90.

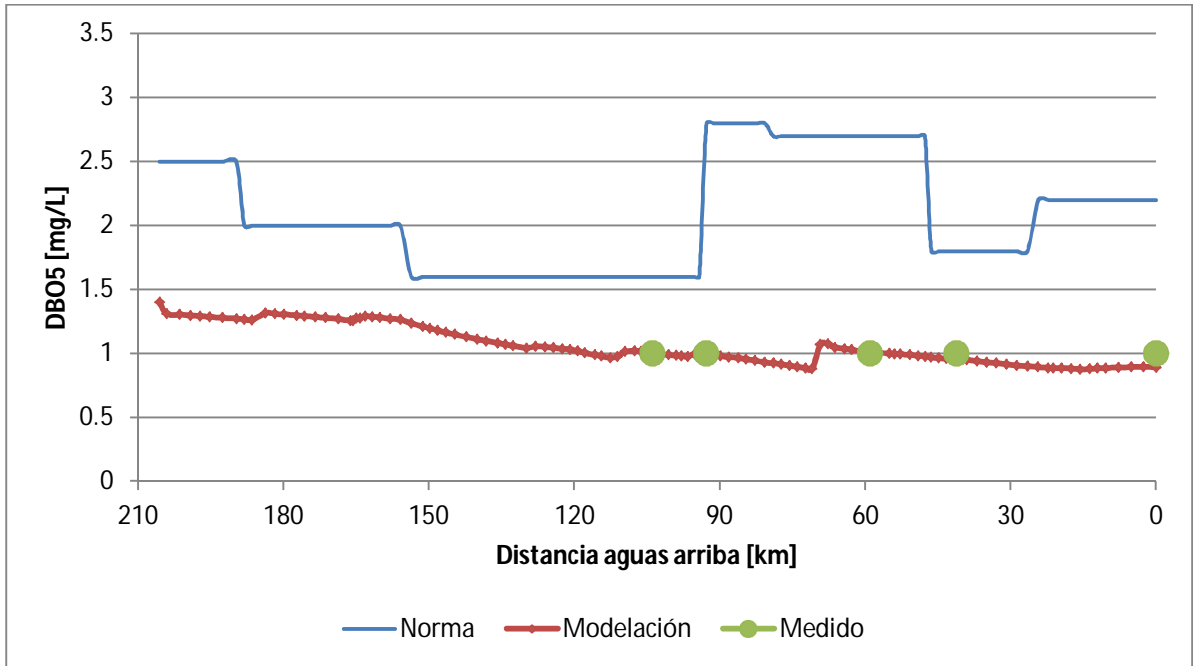


Figura 4-1: Demanda bioquímica de oxígeno, abril de 2010.

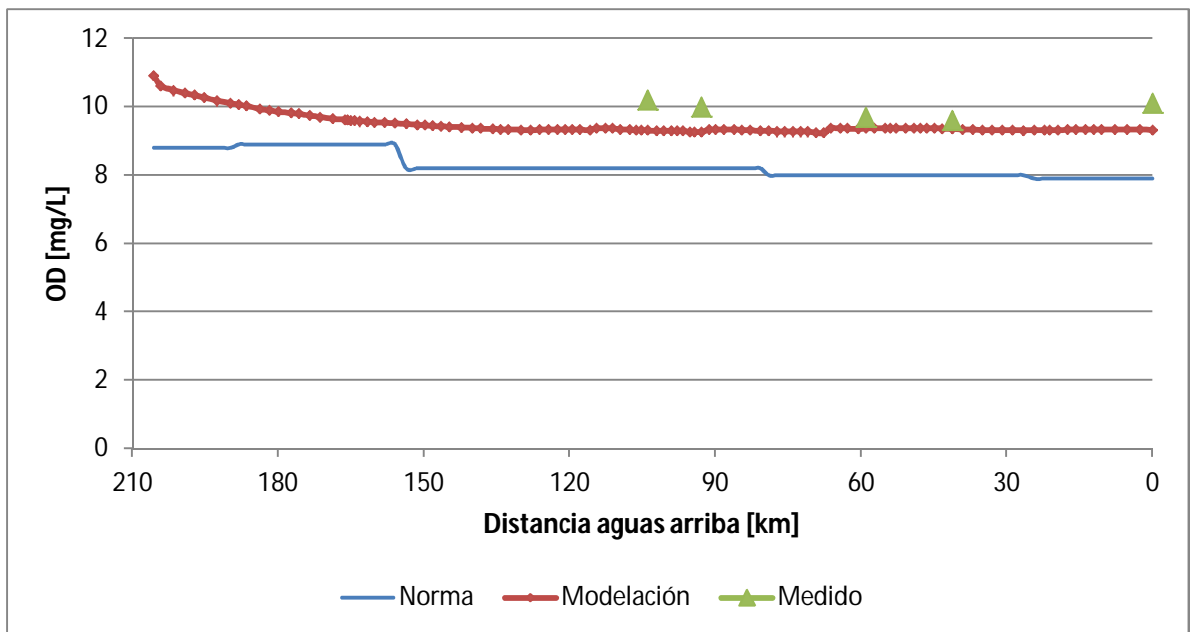


Figura 4-2: Concentración de oxígeno disuelto, abril de 2010.

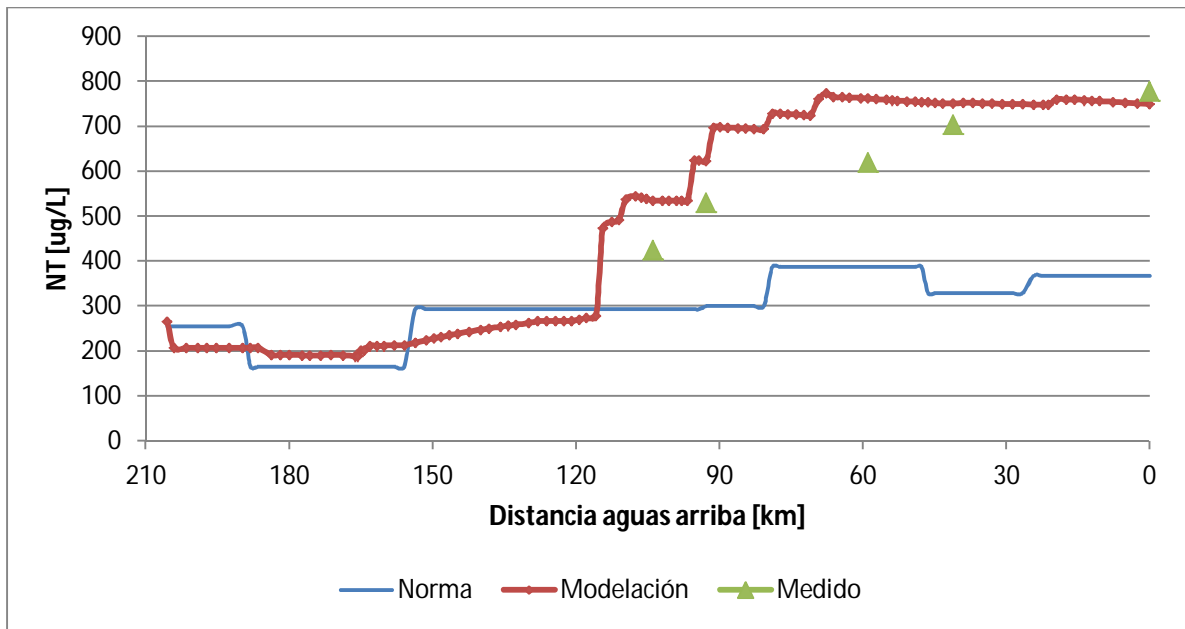


Figura 4-3: Concentración de nitrógeno total, abril de 2010.

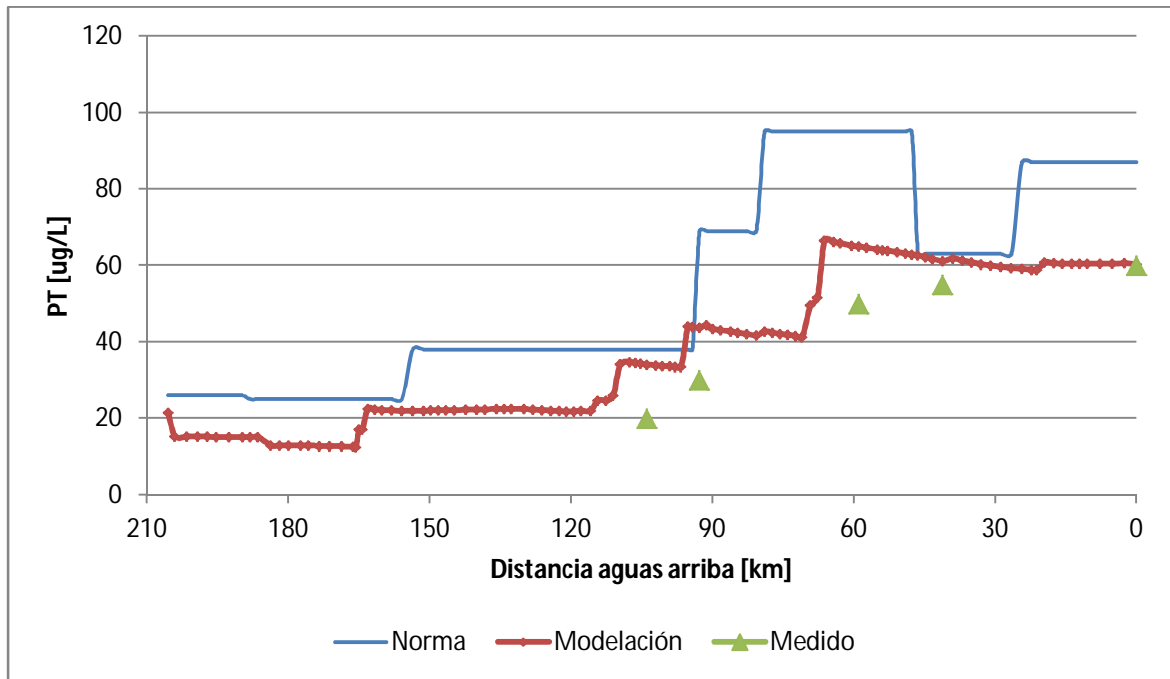


Figura 4-4: Concentración de fósforo total, abril de 2010.

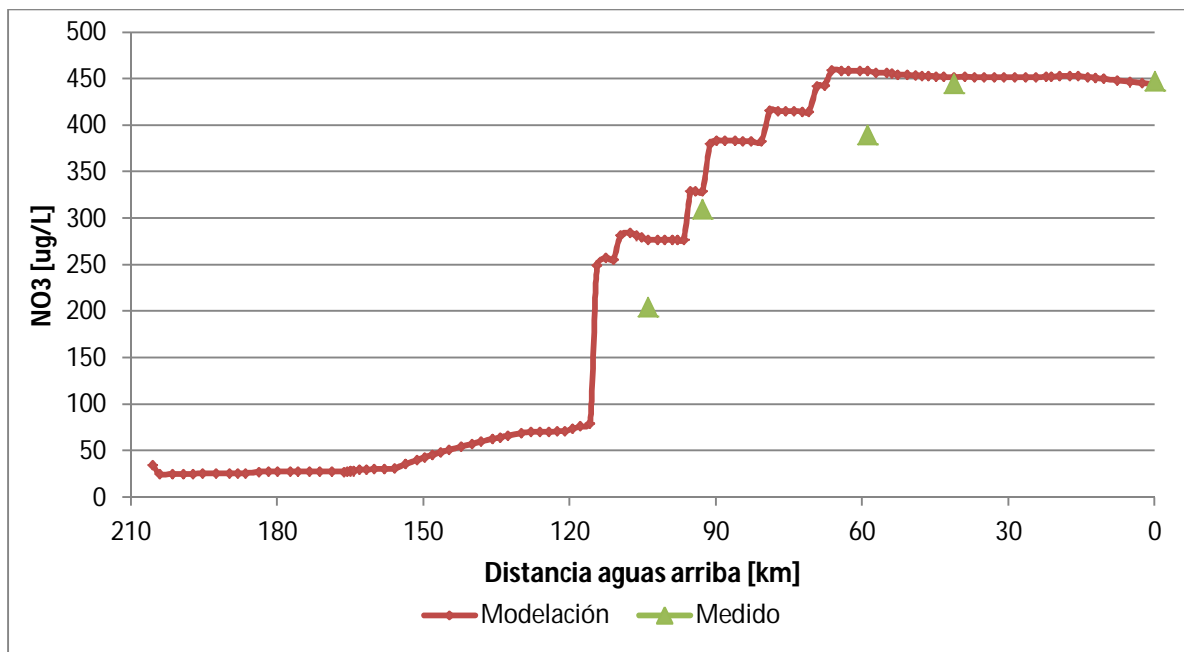


Figura 4-5: Concentración de nitrato, abril de 2010.

En la figura 4-5 se puede apreciar que la concentración de nitrato no está presente el límite de norma, dado que el nitrato no está incluido en el proyecto definitivo de la NSCA de la cuenca del Biobío. Por otra parte, se aprecia que tanto el OD como la DBO no presentan problema con el valor establecido como límite, mientras que en caso de los nutrientes, se observa que el nitrógeno total presenta problemas a lo largo de todo el río, a diferencia del fósforo total, el cual en algunos tramos los valores modelados y medidos presentan gran cercanía al valor entregado por el proyecto de norma.

Los resultados obtenidos para la campaña de agosto de 2008 se presentan en las Figs. 4-6 a 4-10.

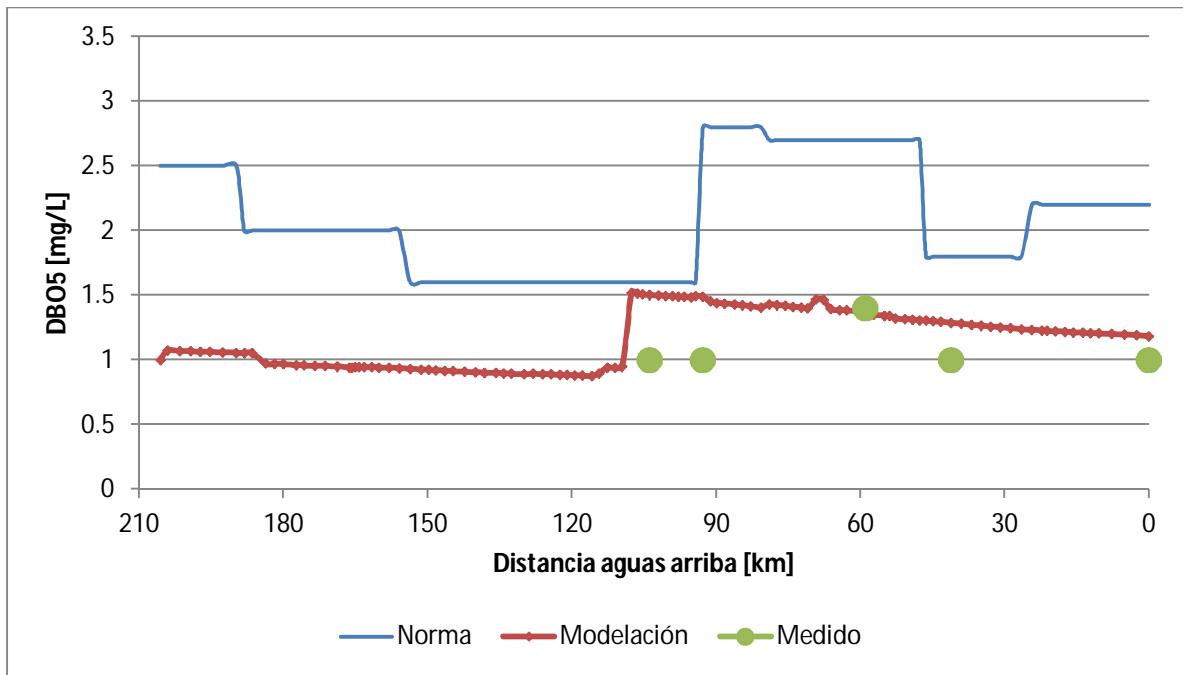


Figura 4-6: Demanda Bioquímica de Oxígeno, Agosto de 2008.

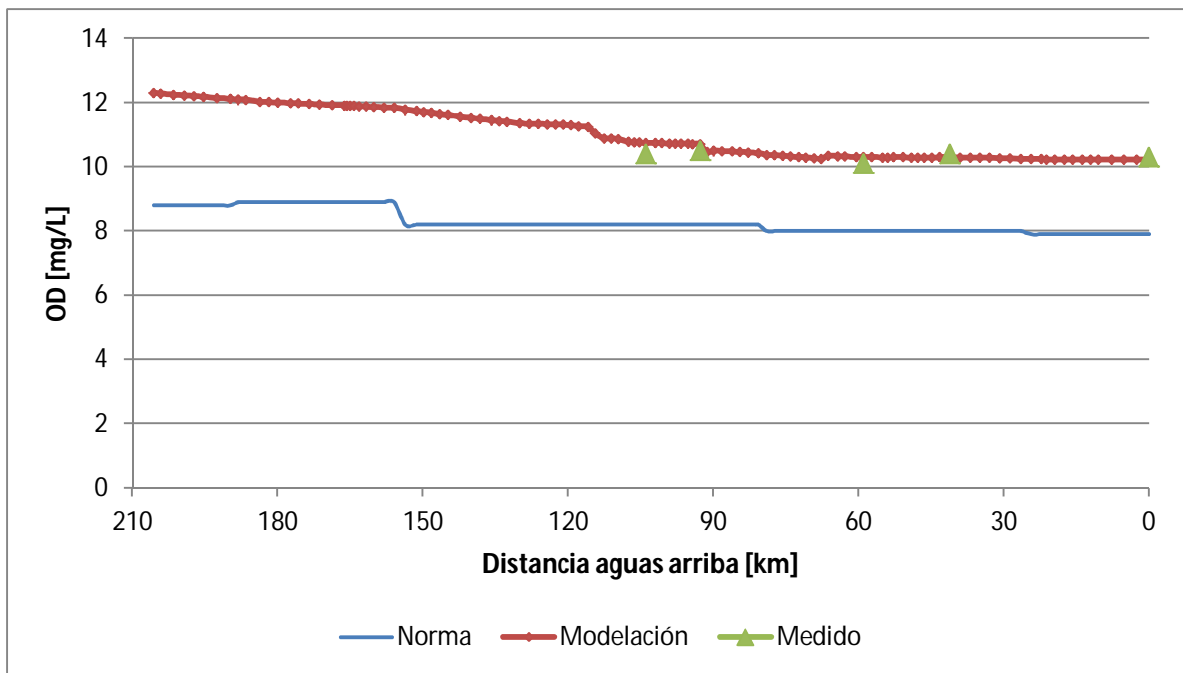


Figura 4-7: Concentración de oxígeno disuelto, Agosto de 2008.

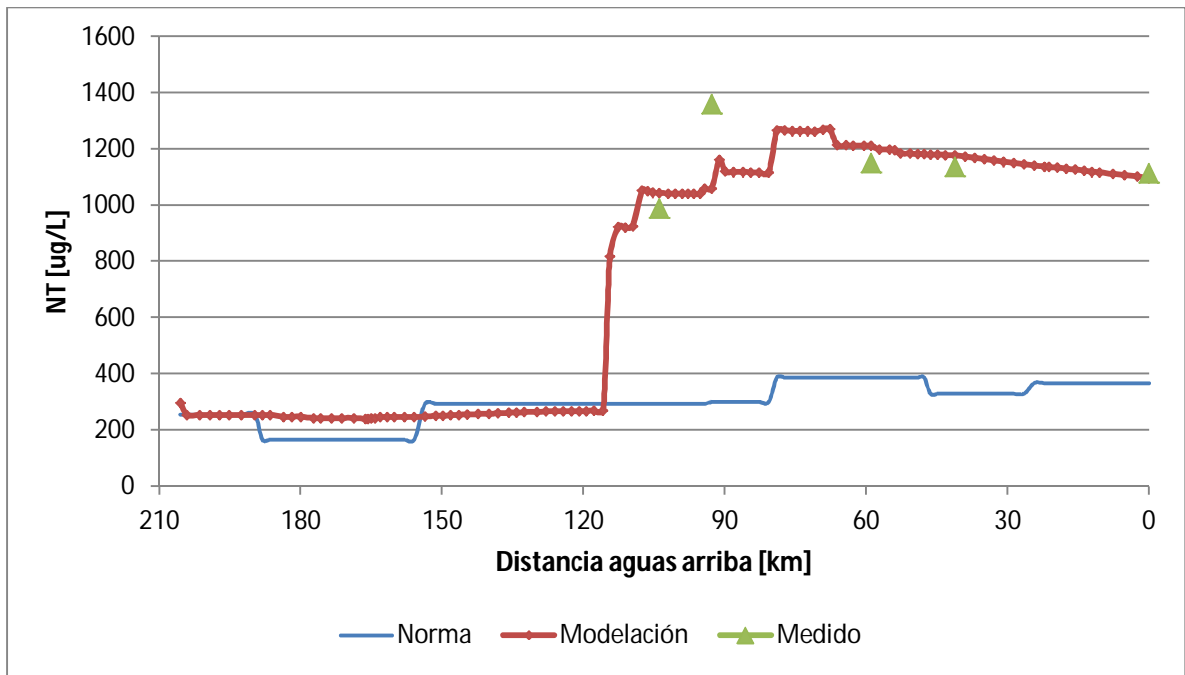


Figura 4-8: Concentración de nitrógeno total, Agosto de 2008.

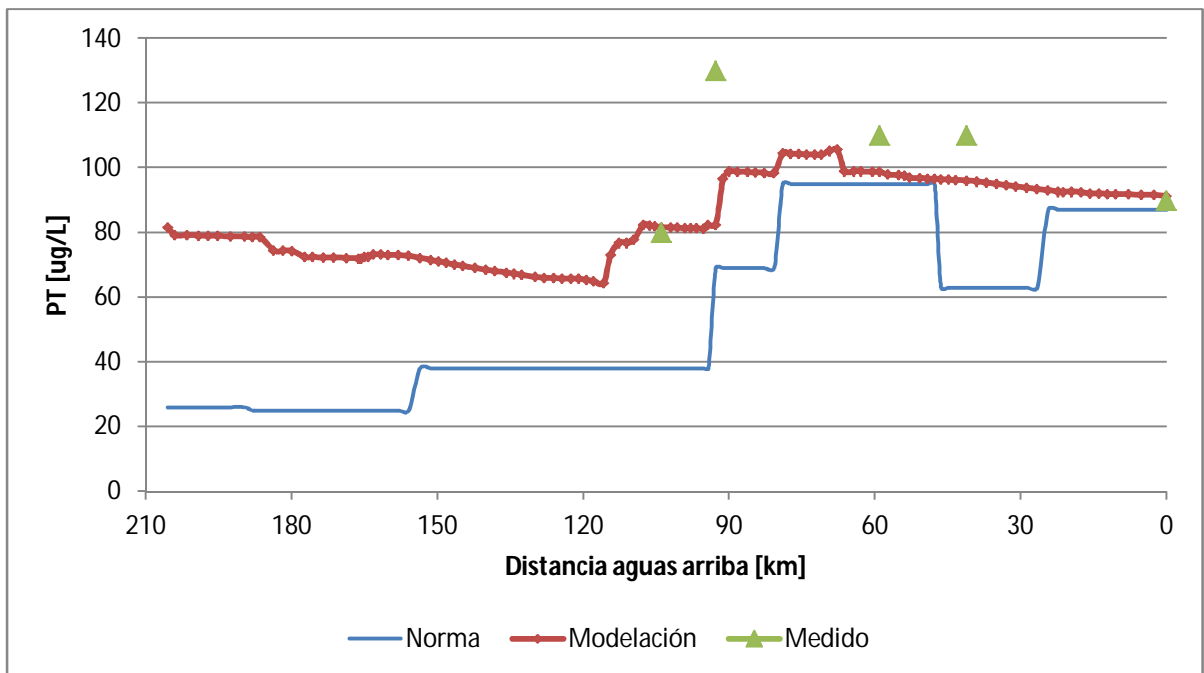


Figura 4-9: Concentración de fósforo total, Agosto de 2008.

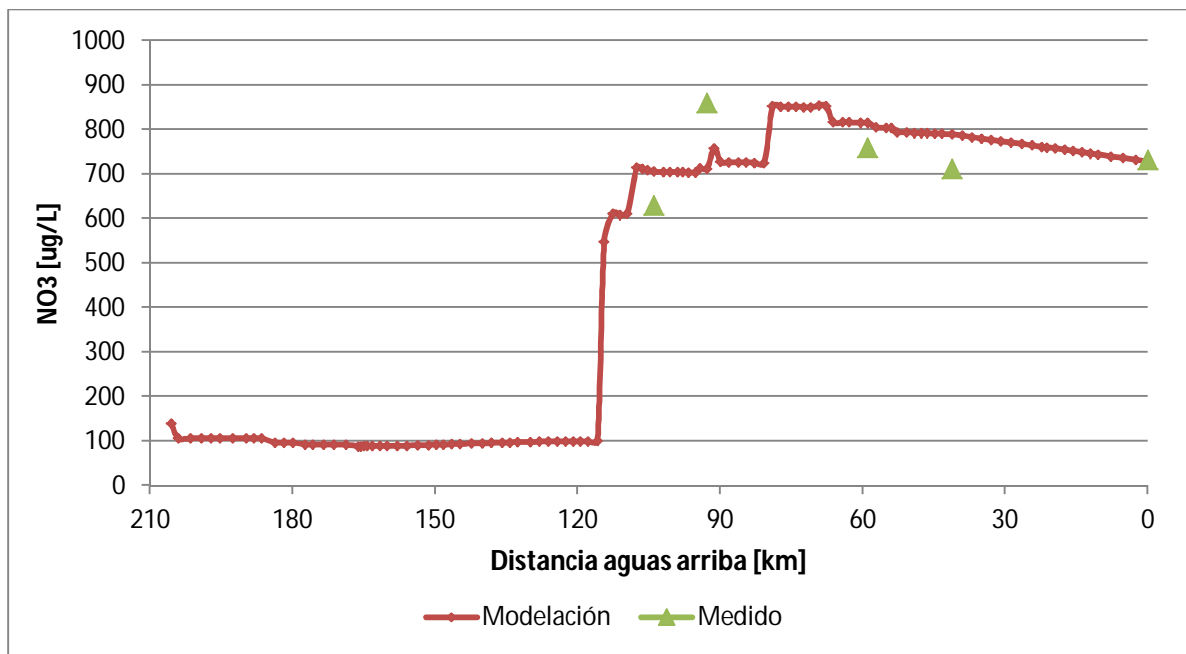


Figura 4-10: Concentración de nitrato, Agosto de 2008.

En la validación para la campaña de invierno se aprecia nuevamente que el Oxígeno disuelto y la Demanda Bioquímica de Oxígeno satisfacen de buena manera el proyecto de NSCA en todos sus tramos, mientras nuevamente hay problemas para los nutrientes, en donde tanto el fósforo total como el nitrógeno total superan en prácticamente todos los tramos los valores máximos que se pretenden imponer.

### 4.3 Adaptación de matriz simplificada a modelo QUAL2Kw

La matriz respuesta, a calcular mediante la ecuación [3-5], debe representar la situación estacionaria del río para un conjunto de condiciones de borde (concentración inicial, caudal, parámetros del modelo), pudiendo permitir modificación en las cargas de los establecimientos emisores. Cabe recordar que, para el trabajo actual, se consideran los ríos afluentes al tramo en estudio como fuentes puntuales y fijas, por lo que la carga que estos aportan no pueden ser modificadas en la matriz respuesta. Para determinar la concentración en el río una vez calculada la matriz, se utilizó el software *Analytica*, programa de optimización que es capaz de resolver matrices multidimensionales. El Ministerio del Medio Ambiente cuenta con esta herramienta computacional, permitiendo desarrollar de buena manera esta actividad.

Para la construcción y posterior uso de la matriz, se asume como situación base la concentración del río considerando los aportes de los ríos afluentes, y para obtener cada



coeficiente se varía en una unidad de carga cada parámetro para cada empresa, para luego mediante la Ecuación [3-5] calcular el valor correspondiente en la matriz. Cabe hacer notar que los valores no son adimensionales, sino que dependen de la concentración con la que se trabaje. En este caso particular, se utilizan las mismas unidades que el programa QUAL2Kw.

### 4.3.1 Comparación matriz emisión-concentración y QUAL2Kw

En las Figs. Figura 4-11 a Figura 4-15 se aprecian los resultados para los indicadores de calidad en estudio, considerando la situación modelada, comparando las curvas obtenidas mediante el software de calidad de aguas y la matriz. Estos corresponden a la campaña de verano.

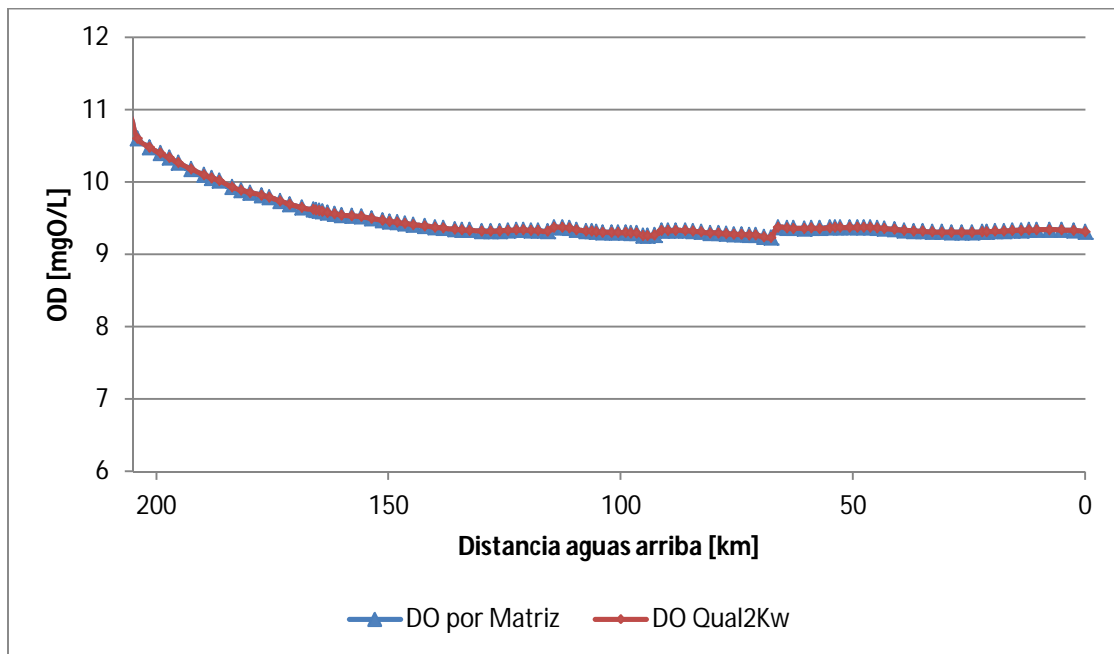


Figura 4-11: Comparación Matriz y Qual2Kw para el OD

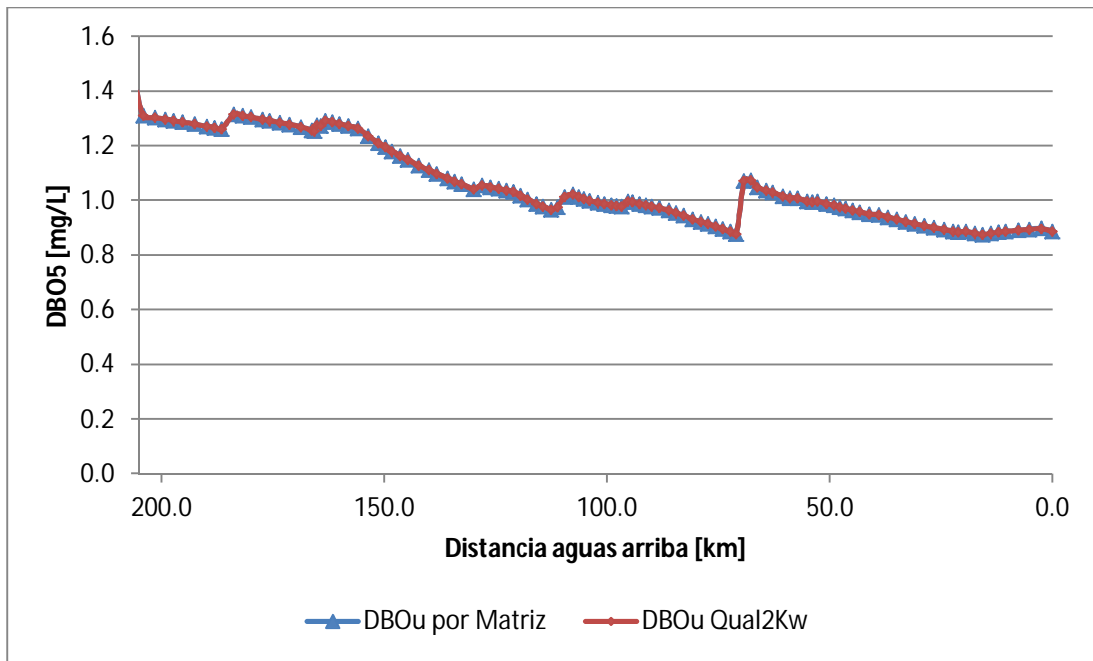


Figura 4-12: Comparación Matriz y Qual2Kw para la Demanda Bioquímica de Oxígeno

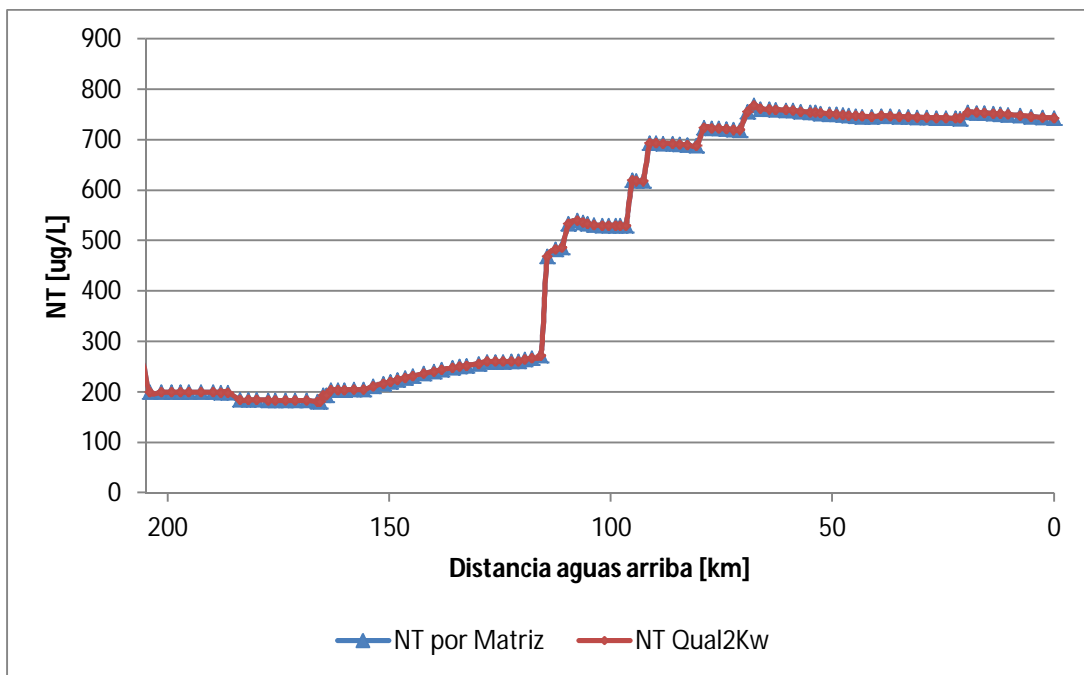


Figura 4-13: Comparación Matriz y Qual2Kw para el Nitrógeno Total

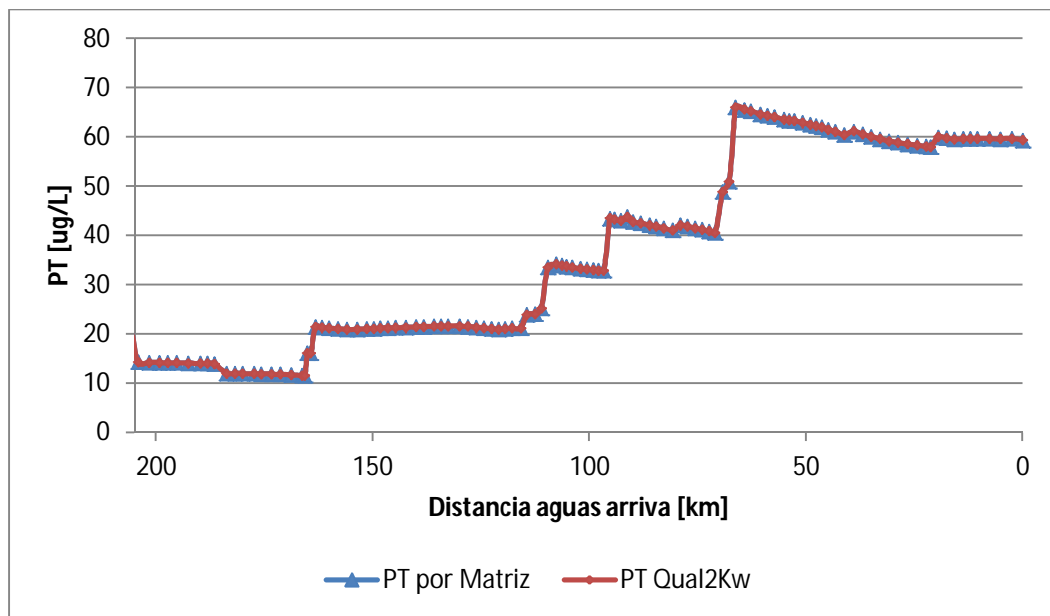


Figura 4-14: Comparación Matriz y Qual2Kw para el Fósforo Total

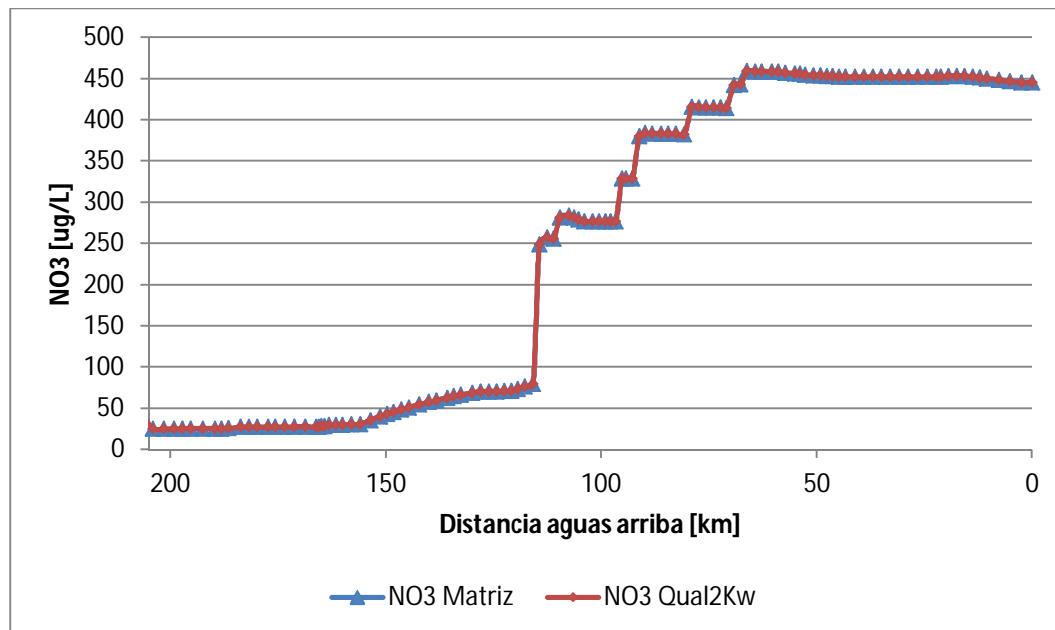


Figura 4-15: Comparación Matriz y Qual2Kw para el Nitrato

En los gráficos anteriores se observa una diferencia muy pequeña entre las dos curvas mostradas, lo que indica que la matriz de respuesta aproxima en forma adecuada al modelo Qual2Kw. Esto se puede observar de mejor manera en la Tabla 4-1, en donde se muestra la diferencia porcentual calculada (ecuación **[3-6]**) entre las dos curvas.

Tabla 4-2: Diferencia porcentual entre modelaciones.

Parámetro	Diferencia [%]
Oxígeno Disuelto	0.0713
Demanda Bioquímica de Oxígeno	0.0914
Nitrato	0.1200
Nitrógeno Total	0.1279
Fósforo Total	0.1864

A modo de prueba y para comprobar el funcionamiento de la matriz frente a la modificación de las descargas de las empresas, se realiza una modelación de prueba en donde las cargas se han triplicado de las estimadas originalmente. De esta manera, se puede observar lo que sucede con los resultados ante modificaciones fuertes en las concentraciones. En las Figs. Figura 4-16 a Figura 4-20 se observan los gráficos obtenidos (comparación de resultados con el modelo Qual2Kw y con la matriz) y la diferencia porcentual entre las dos curvas.

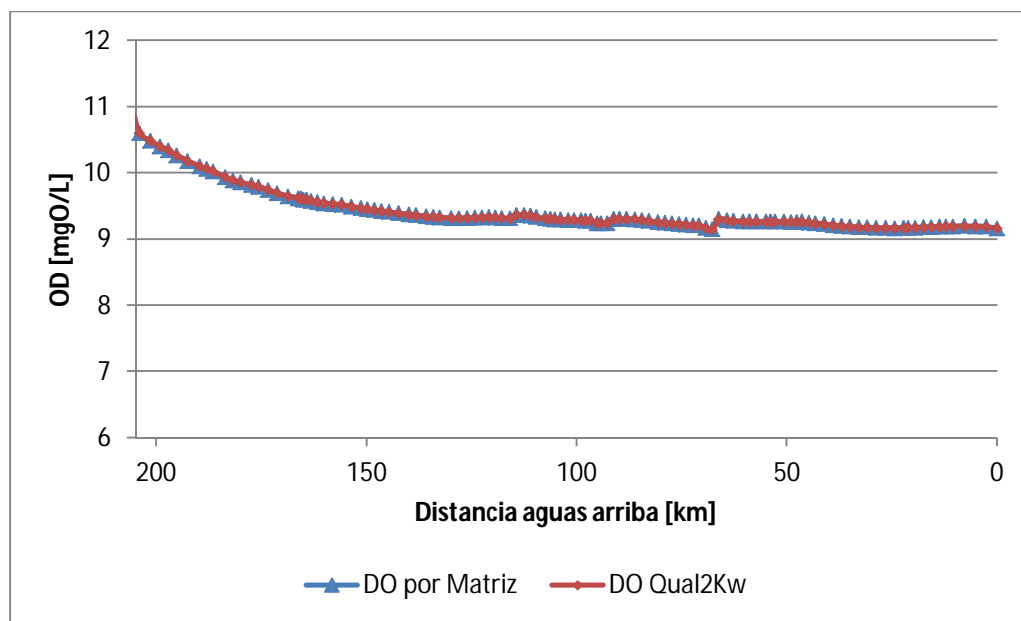


Figura 4-16: Comparación entre Qual2Kw y matriz para el Oxígeno Disuelto, con variación en las cargas.

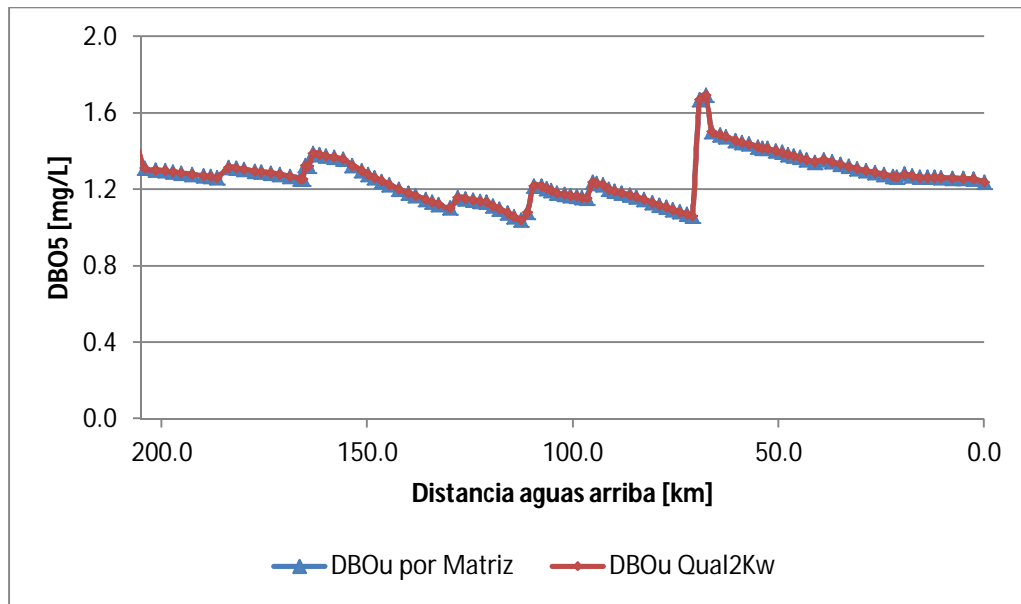


Figura 4-17: Comparación entre Qual2Kw y matriz para la Demanda Bioquímica de Oxígeno, con variación en las cargas.

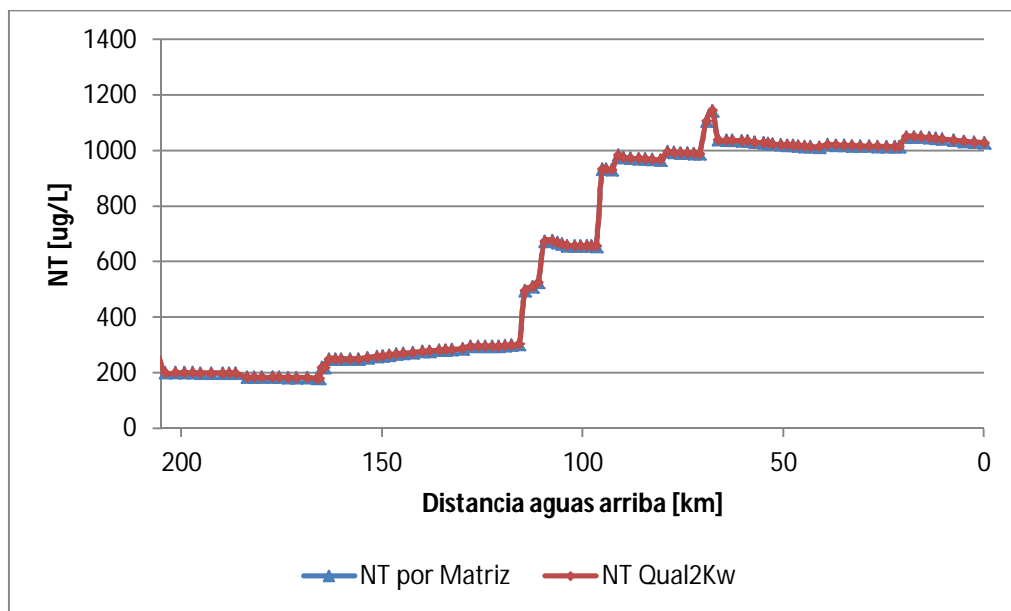


Figura 4-18: Comparación entre Qual2Kw y matriz para el Nitrógeno Total, con variación en las cargas.

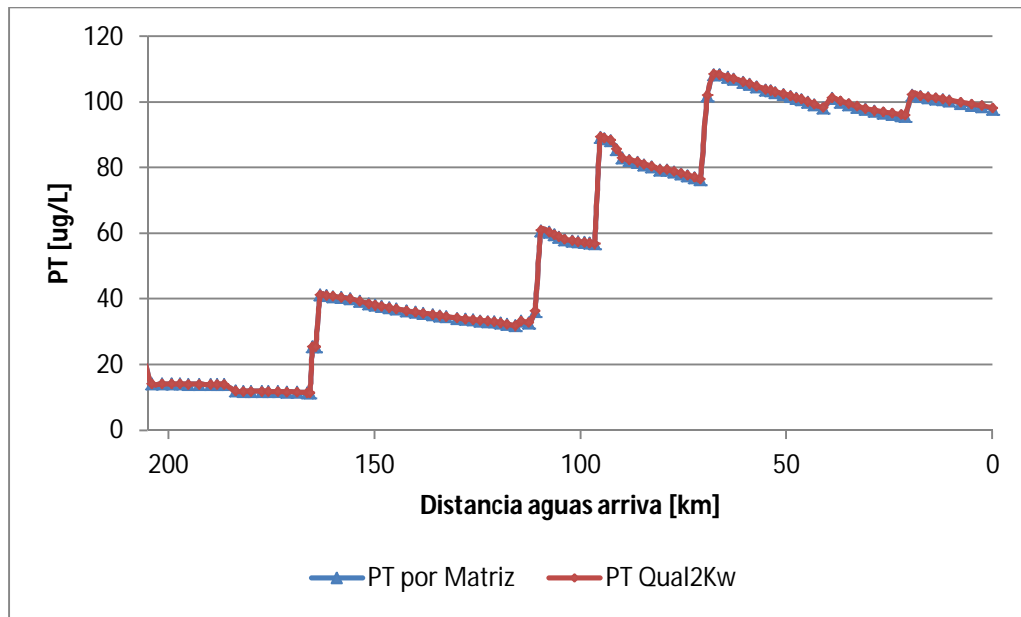


Figura 4-19: Comparación entre Qual2Kw y matriz para el Fósforo Total, con variación en las cargas.

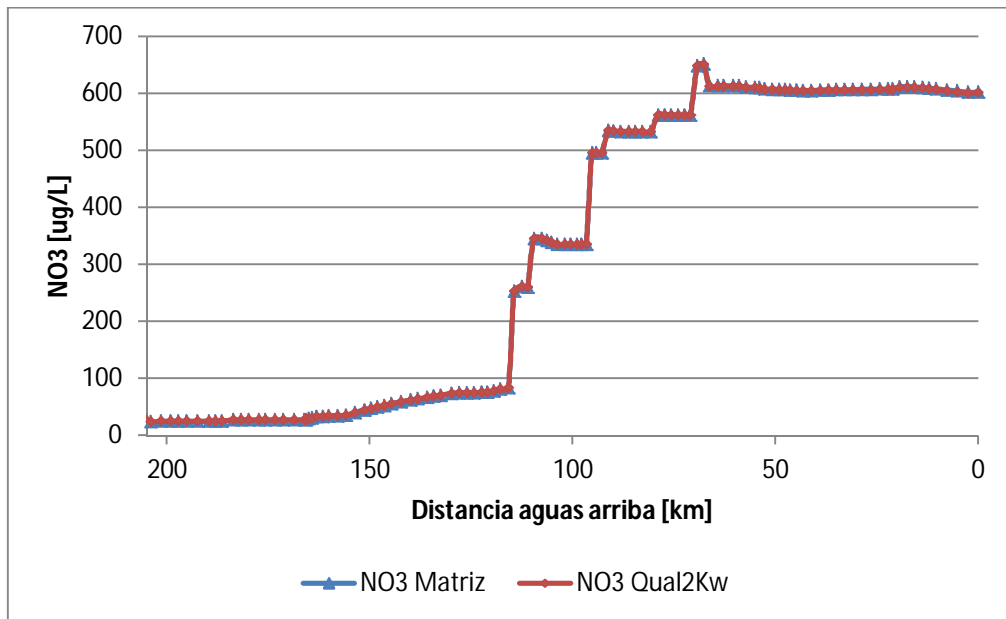


Figura 4-20: Comparación entre Qual2Kw y matriz para el Nitrato, con variación en las cargas.

Tabla 4-3: Diferencia porcentual entre modelaciones para condición de prueba

<b>Parámetro</b>	<b>Diferencia [%]</b>
Oxígeno Disuelto	0.1957
Demanda Bioquímica de Oxígeno	0.1614
Nitrato	0.2850
Nitrógeno Total	0.2591
Fósforo Total	0.3694

Nuevamente, es posible visualizar que la diferencia entre los resultados obtenidos con el modelo de calidad Qual2Kw y la matriz desarrollada es prácticamente nula, determinando de esta forma que el modelo es lineal y que la matriz es una buena adaptación a él.

#### **4.3.2 Coeficientes de matriz emisión-concentración**

Por último, en las figs. Figura 4-21 a Figura 4-27 se presenta los valores de los coeficientes obtenidos para las emisiones de la PTAS Santa Bárbara. En particular, se muestra como la descarga de [10 Kg/d] de concentración de cada contaminante de estas emisiones afectan a los diferentes índices de calidad y cómo esta influencia se va modificando a medida que nos alejamos, aguas abajo, del punto de descarga.

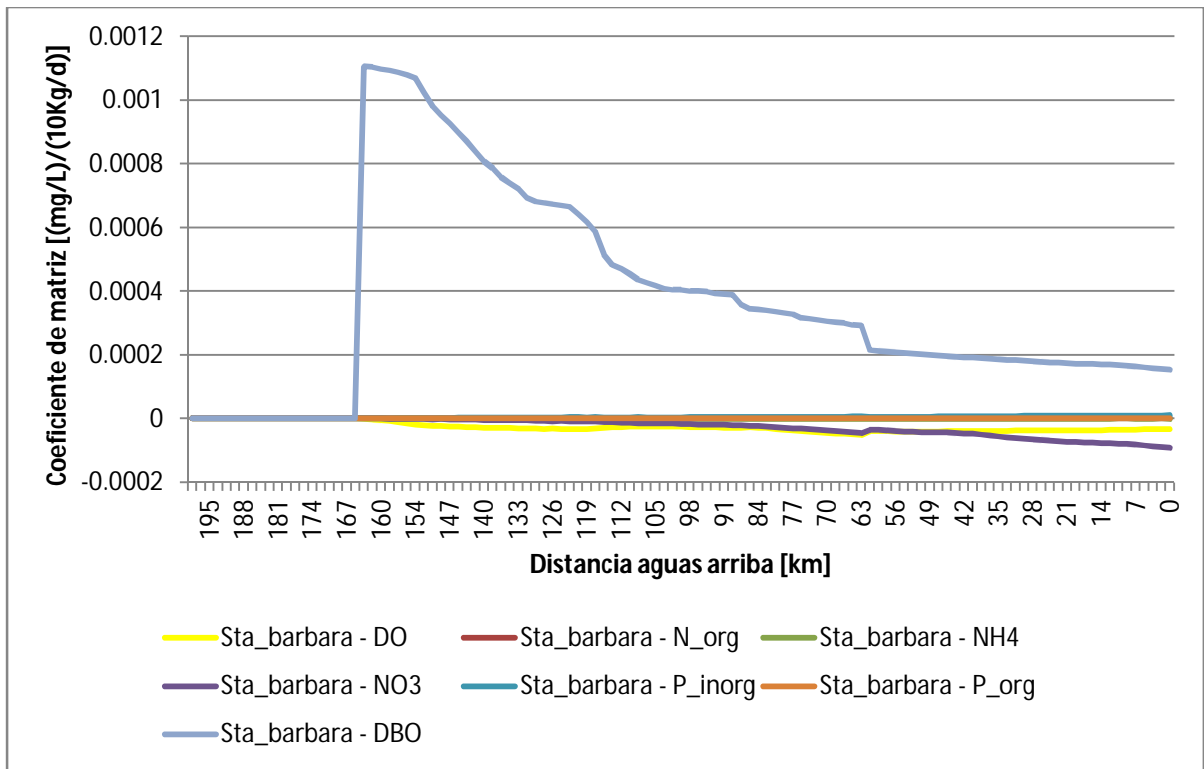


Figura 4-21: Coeficientes de matriz emisión-concentración para la descarga de DBO5 por la PTAS Santa Bárbara, su decaimiento y su influencia sobre los indicadores de calidad.

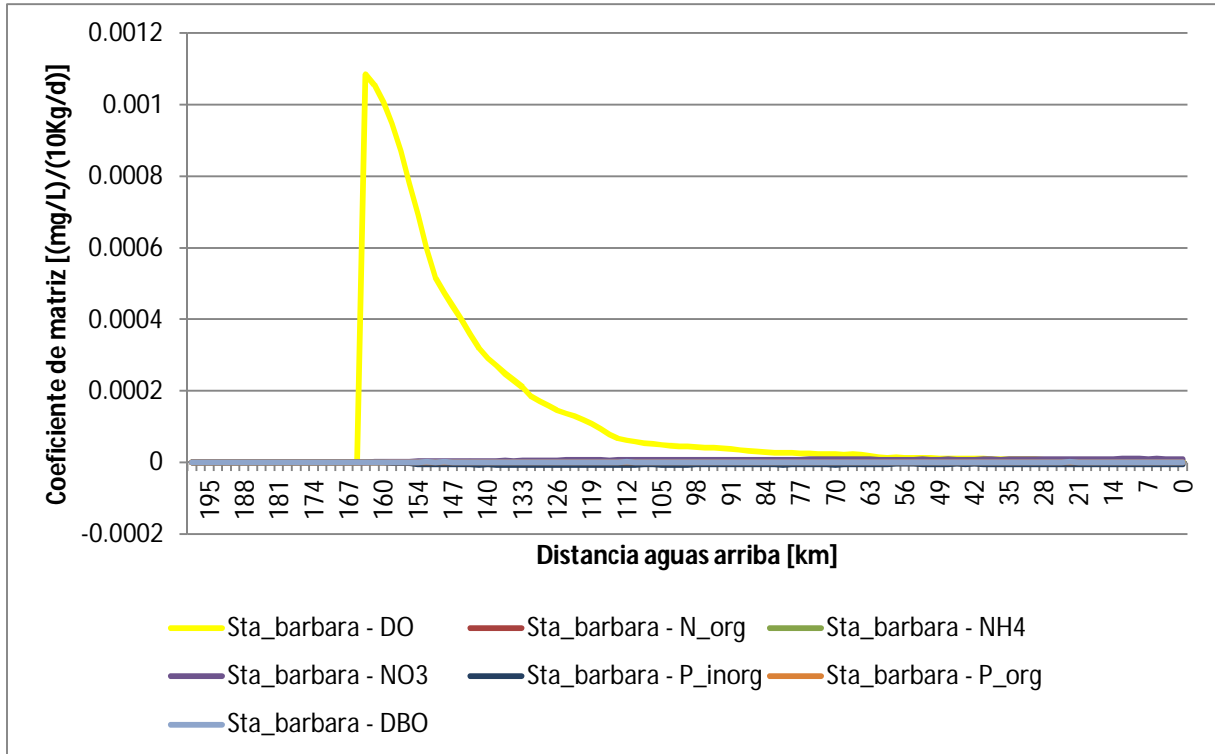


Figura 4-22: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de OD por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad.



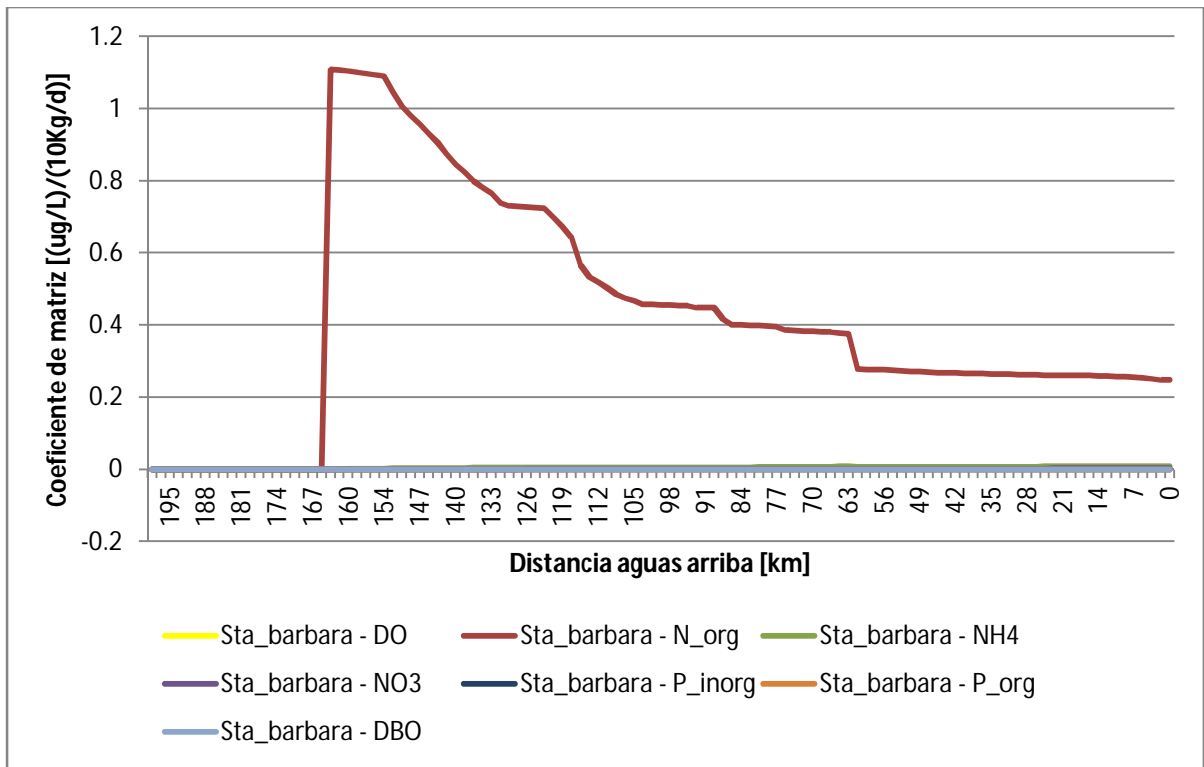


Figura 4-23: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de N<sub>org</sub> por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad.

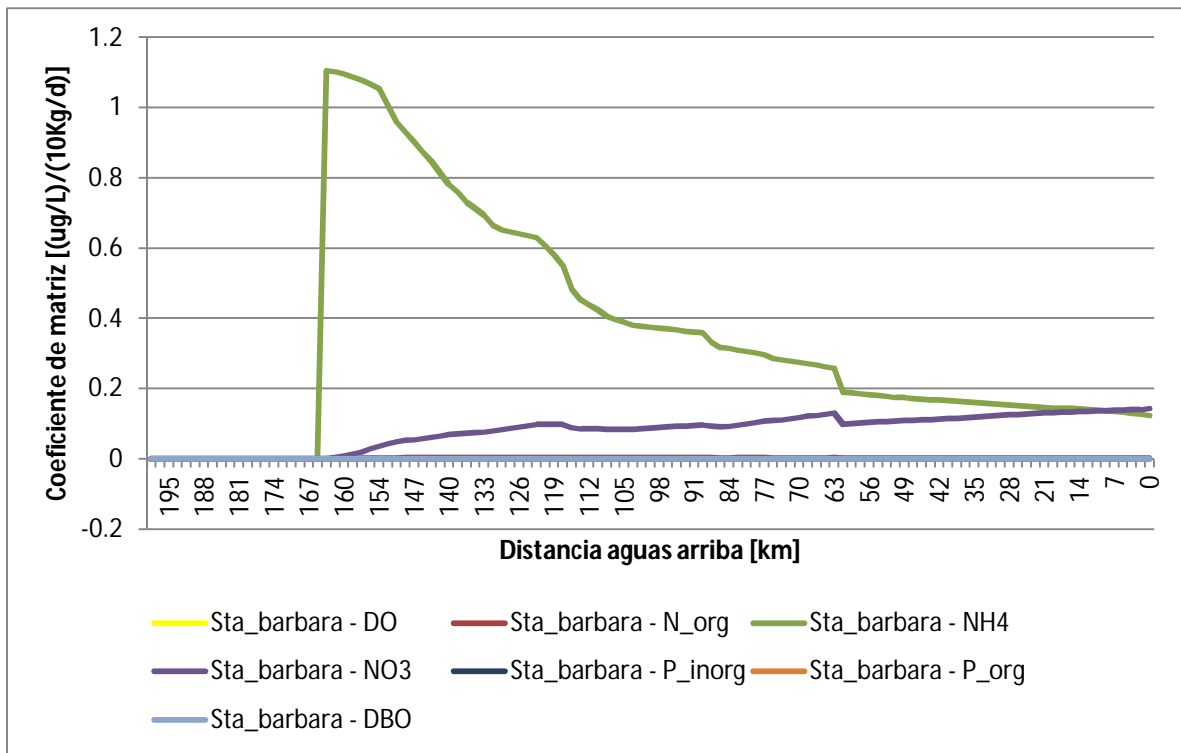


Figura 4-24: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de NH<sub>4</sub> por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad.

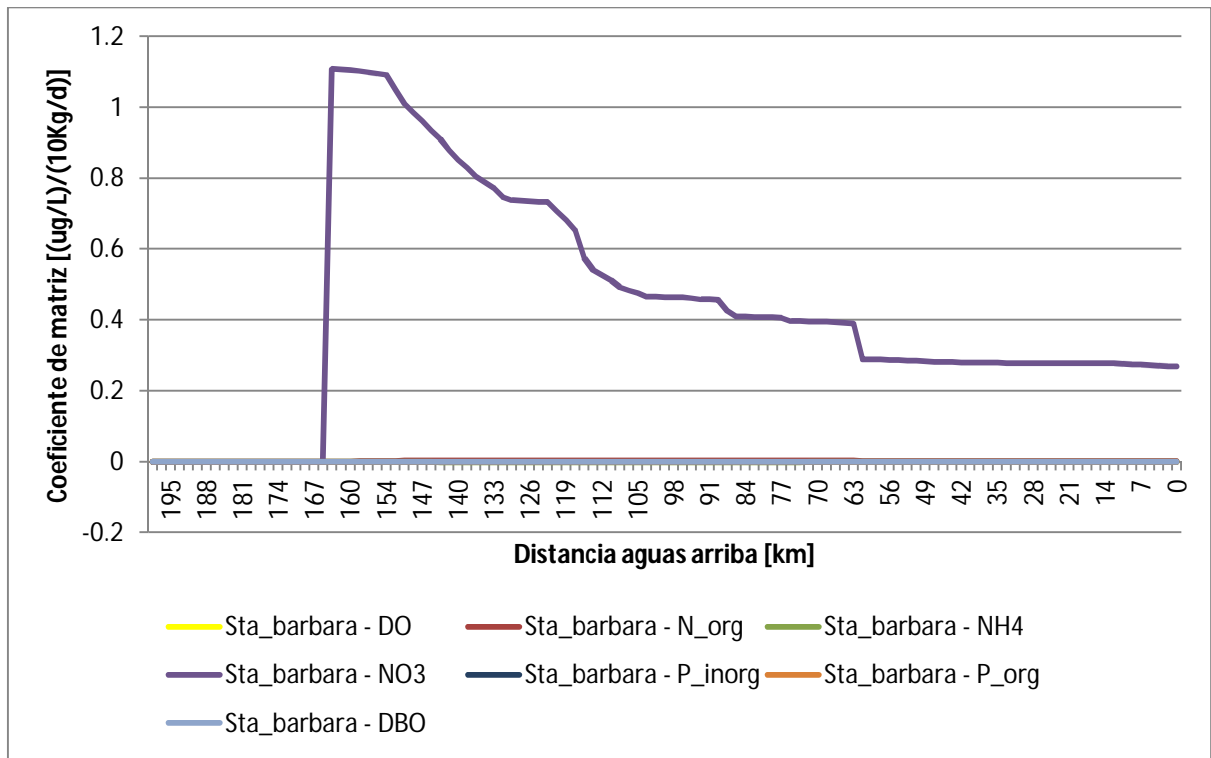


Figura 4-25: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de NO3 por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad.

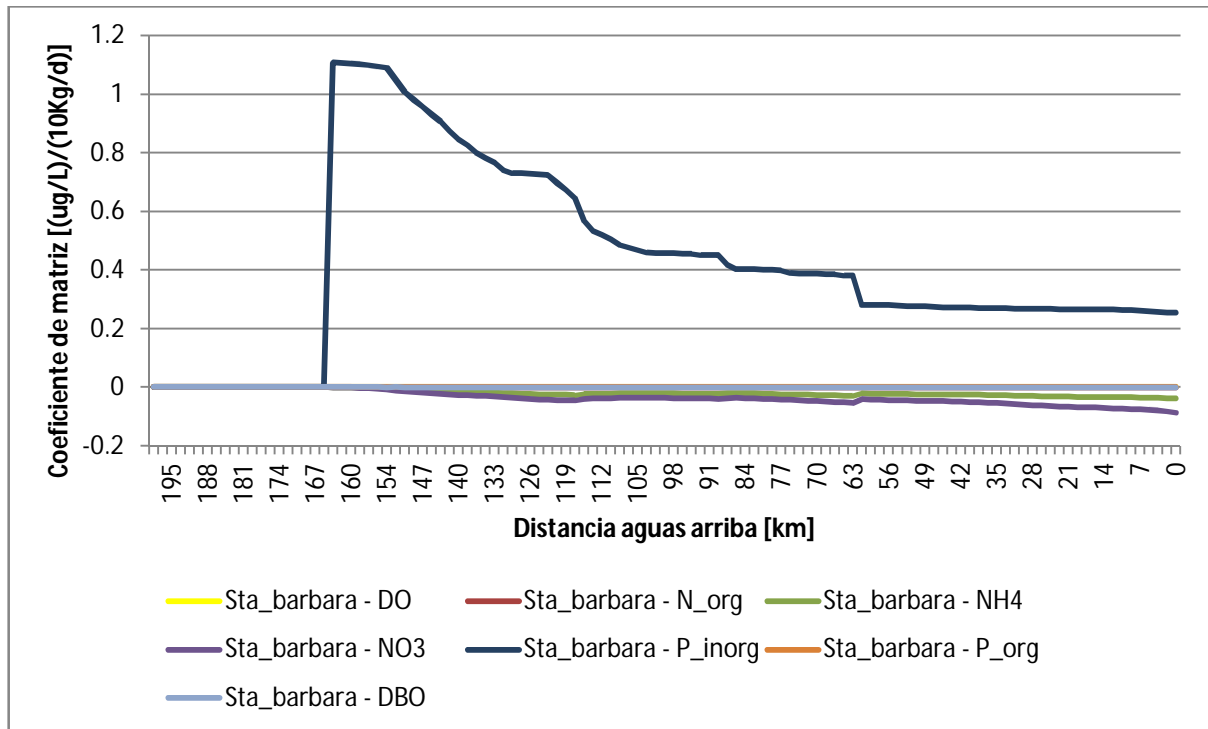


Figura 4-26: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de P\_inorg por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad.

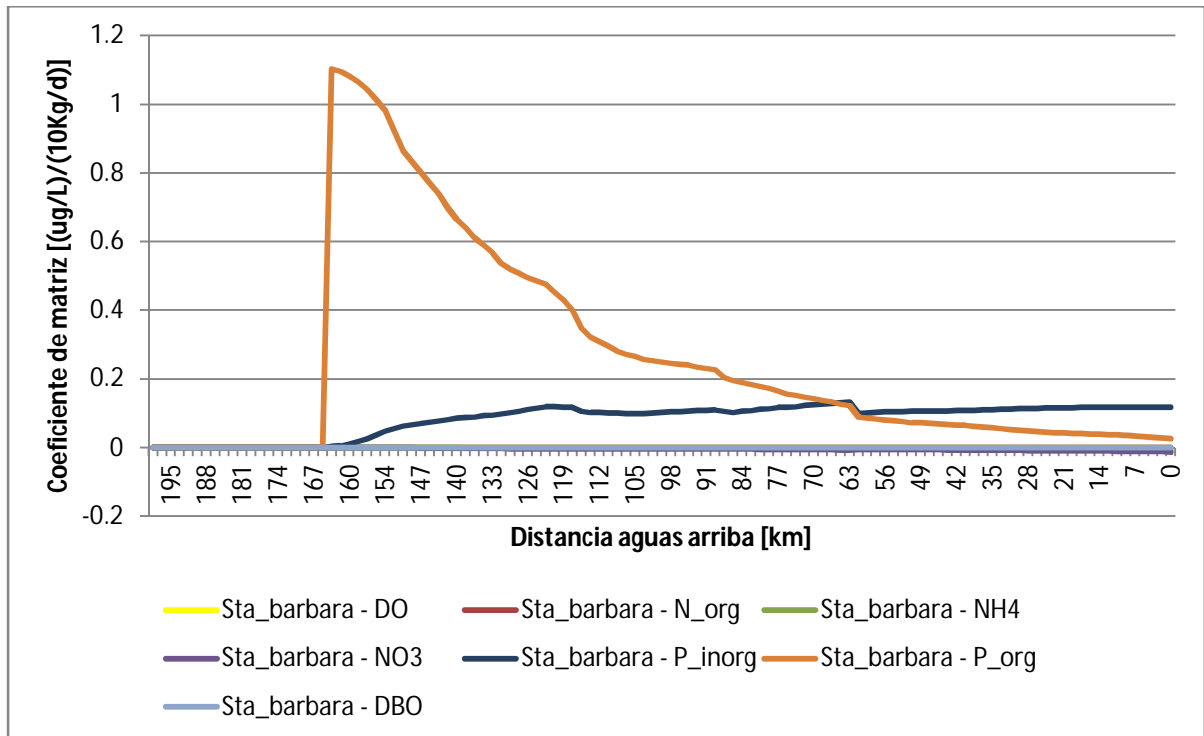


Figura 4-27: Coeficientes matriz emisión-concentración para la descarga de P<sub>org</sub> por la PTAS Santa Bárbara y su decaimiento, además de su influencia sobre los indicadores de calidad.

En los gráficos 4-21 a 4-26 se observa que, en general, la descarga de un índice en particular genera un aumento puntual de ese indicador en el río (, además de modificar algunos de los otros índices. En algunos casos disminuye la concentración de otros índices a medida que disminuye el de la descarga (al avanzar en el río), como es el caso del NO<sub>3</sub> al decaimiento del P<sub>inorg</sub>, mientras que en otros hay un aumento, como el caso del P<sub>inorg</sub> al decaimiento del P<sub>org</sub>. En el primer caso, hay un consumo de NO<sub>3</sub> que aumenta a medida que se avanza en el río, debido a alguna reacción generada por el P<sub>inog</sub> (puede darse directa o indirectamente el consumo del NO<sub>3</sub>), mientras que en el segundo el P<sub>org</sub> se va transformando en P<sub>inorg</sub> a medida que decae en el río. Por otra parte, los quiebre que ocurren en el decaimiento o aumento de los índices a través del río se atribuyen al ingreso de otras fuentes puntuales (ríos) que no fueron considerados en la matriz, considerando además que su caudal aportante modifica las condiciones aguas arriba del río.

En el gráfico 4-21 se puede apreciar que una descarga de DBO afecta la concentración de NO<sub>3</sub> y el OD. Esto último es esperable, dado que al aumentar la demanda de oxígeno, el consumo de éste debe aumentar, por lo tanto la concentración en el río disminuir. En el gráfico 4-22 se observa que aumentar puntualmente la concentración de OD, no hay un efecto destacable sobre ningún otro indicador de calidad estudiado, similar a lo que ocurre al descargar puntualmente N<sub>org</sub> y NO<sub>3</sub>.

En el caso de descarga de amonio ( $\text{NH}_4$ ), se observa que, a medida que decae, va aumentando la concentración de  $\text{NO}_3$  (curva con pendiente positiva), lo que se atribuye al proceso de nitrificación. UN proceso similar ocurre con la transformación entre el  $\text{P}_{\text{org}}$  y el  $\text{P}_{\text{inorg}}$ .

## Capítulo 5 Análisis de incertidumbre

En el presente capítulo se presenta el análisis de incertidumbre realizado a algunos parámetros seleccionados del modelo de calidad de aguas validado (QUAL2Kw), para la condición de verano. Los resultados mostrados son para aquellos parámetros seleccionados para ser modelados, definidos en el capítulo 3.

Según lo visto en el capítulo 3, se utiliza la metodología GLUE para realizar este análisis, recordando que esta metodología se basa en simulaciones de Monte Carlo, la cual requiere valores aleatorios de entrada entre rangos definidos y distribución de probabilidad dada. Además, para reducir la varianza en los resultados, se aplicó muestreo aleatorio antitético.

El primer paso es, por lo tanto, determinar las distribuciones de probabilidades de los diferentes parámetros del modelo, lo que implica obtener su rango de valores. A continuación, corresponde la generación de los números aleatorios para cada parámetro en estudio, considerando la técnica de reducción de varianza a utilizar. Corresponde, a continuación, la construcción de los vectores aleatorios en base a los valores ya generados. Como resultados, se presenta un intervalo de confianza para cada parámetro de calidad, además de un análisis sobre la influencia de las diferentes tasas utilizadas sobre la selección de parámetros modelados.

En el proceso de obtención de las diferentes distribuciones de probabilidad de los parámetros en estudio, el primer criterio para definir las es su existencia en la literatura. En caso de no haber información, es usual que se asuman distribuciones de probabilidad uniformes para los parámetros (Benaman *et al.*, 2004), siendo estas las más reportadas en la literatura (Beven, 2001; citado por Stedinger *et al.*, 2008).

Para la obtención de los valores aleatorios para cada variable en estudio con los cuales se ejecutará el modelo, se generarán valores aleatorios uniformemente distribuidos entre 0 y 1 mediante MS Excel, los cuales a través de apropiadas transformaciones permitirán obtener los correspondientes valores aleatorios para una distribución de probabilidades específica (Ang & Tang, 1984). En particular, en el presente trabajo se trabajará con las tasas y los rangos presentados en la Tabla 5-1.

Tabla 5-1: Parámetros del modelo y sus rangos

Tasa cinética	Unidad	Límite inferior	Límite superior	Fuente
Denitrificación	d <sup>-1</sup>	0.05	0.15	USACE WES (2000)
Decaimiento DBO	d <sup>-1</sup>	0	1	Stow <i>et al.</i> (2007)
Nitrificación	d <sup>-1</sup>	0.001	0.8	USACE WES (2000)
Hidrolisis Nitrógeno Orgánico	d <sup>-1</sup>	0.018	0.36	Bockelmann-Evans <i>et al.</i> (2007)
Hidrólisis Fósforo Orgánico	d <sup>-1</sup>	0.01	0.7	Brown & Barnwell (1985)

### 5.1 Intervalos de confianza para parámetros de calidad

Para la determinación del rango de incertidumbre, se han definido los percentiles 5 y 95% de manera de obtener un intervalo de probabilidades de un 90%. Estos rangos son los usualmente utilizados en la literatura (por ejemplo, Beven & Binley, 1992; Frenia & Mannina, 2010; McIntyre *et al.*, 2002). Los resultados obtenidos se aprecian en la Fig. 5-1:

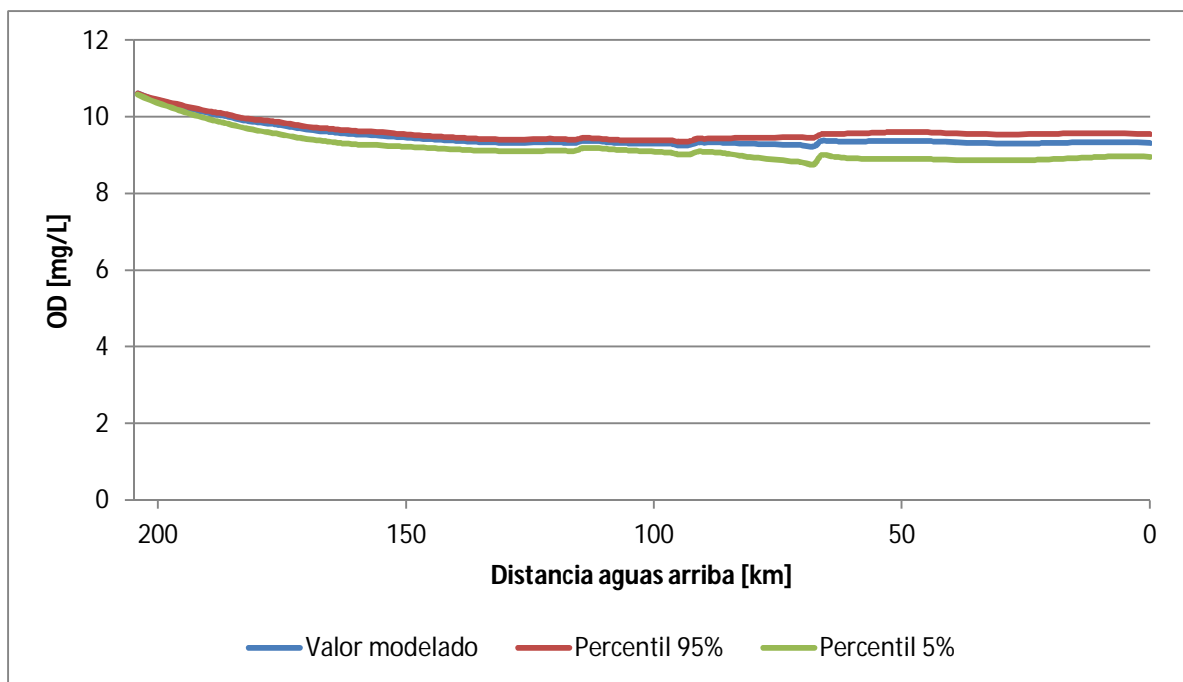


Figura 5-1: Intervalo de confianza para el Oxígeno Disuelto

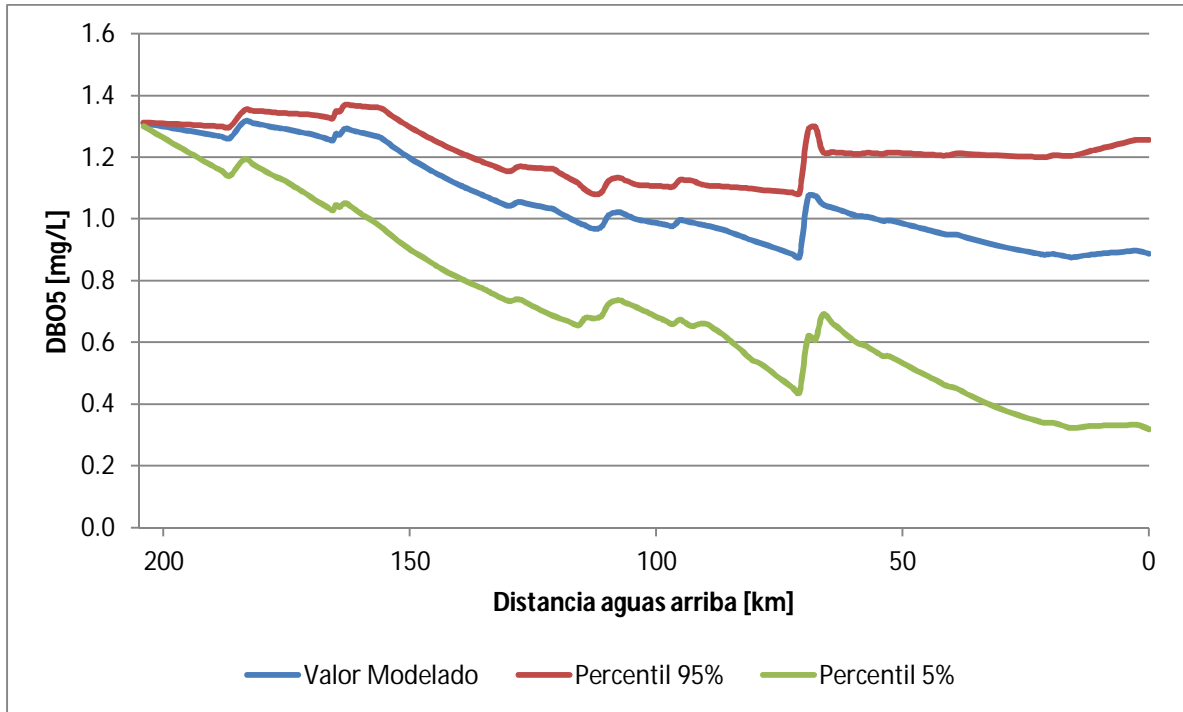


Figura 5-2: Intervalo de confianza para la Demanda Bioquímica de Oxígeno

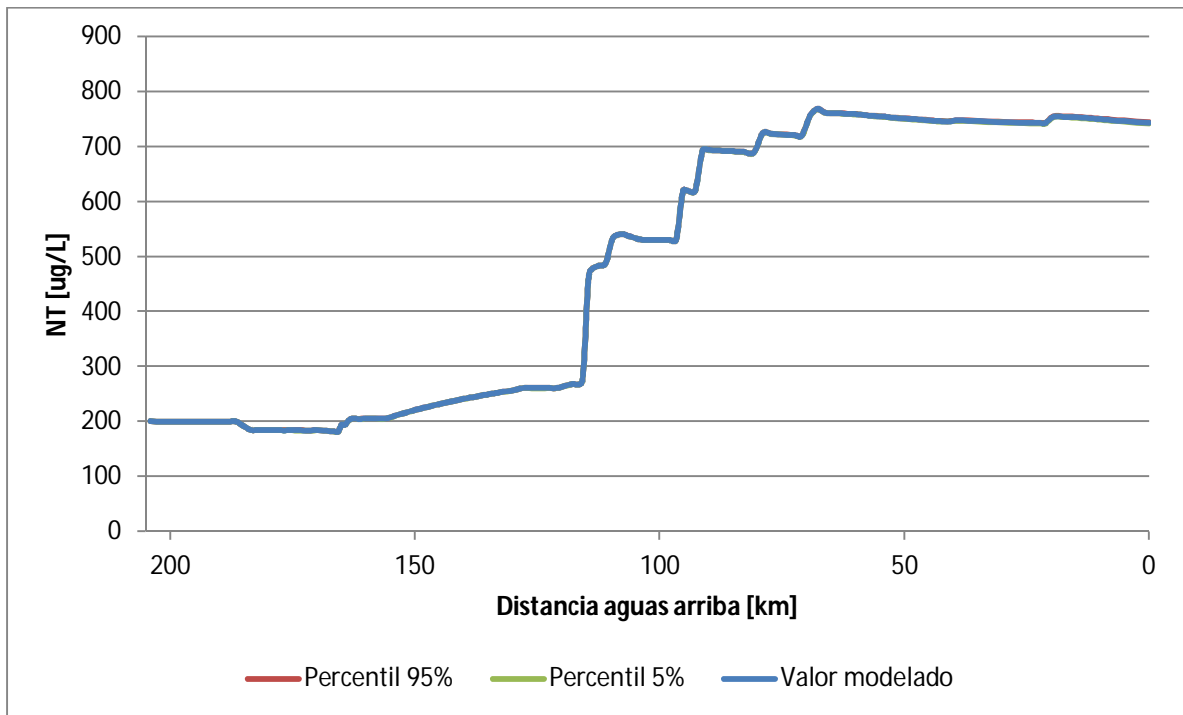


Figura 5-3: Intervalo de confianza para el Nitrógeno Total

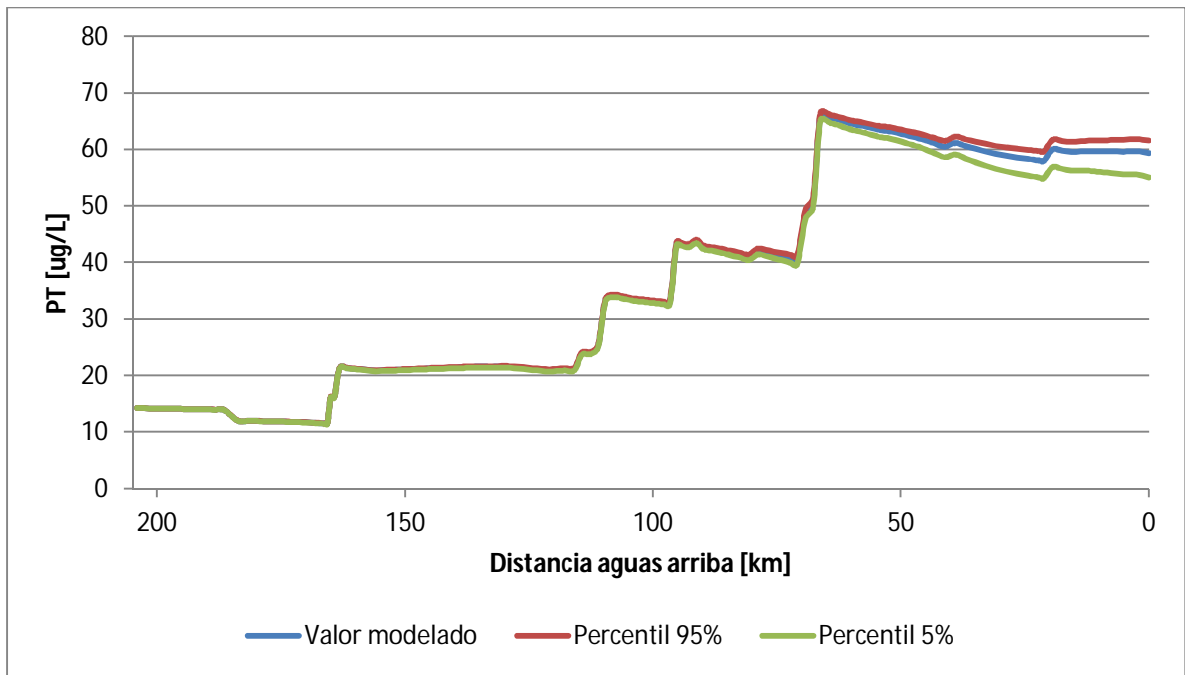


Figura 5-4: Intervalo de confianza para el Fósforo Total

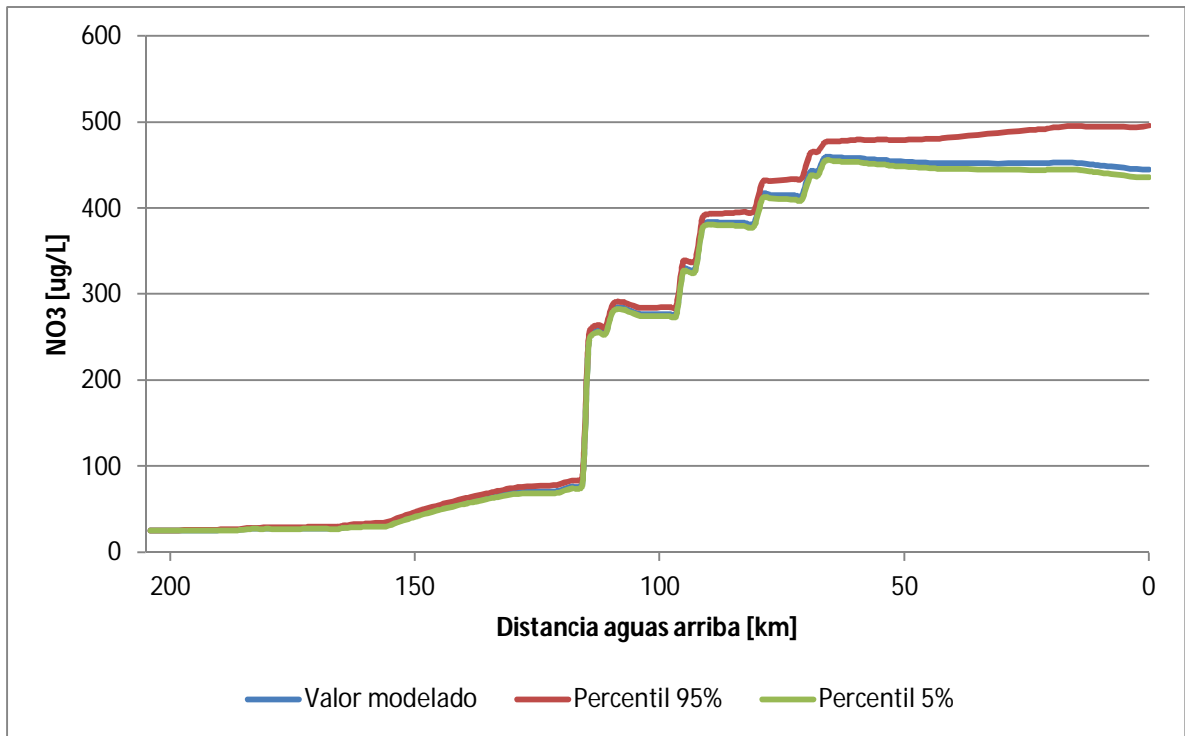


Figura 5-5: Intervalo de confianza para el Nitrato

Se puede apreciar que el Nitrógeno Total prácticamente no presenta incertidumbre a lo largo de todo el río por las tasas cinéticas seleccionados en el presente estudio, aunque no sucede así con sus distintas formas. Esto se puede apreciar en la Figura 5-5 para el Nitrato, en donde el intervalo de confianza aumenta a medida que se avanza en el río, siendo cada vez más importante hasta alcanzar el punto más bajo de él. Esto es atribuible a la propagación de errores que ocurre a lo largo de dicho río, en donde en cada punto aguas abajo está presente la varianza de los puntos anteriores. Algo similar ocurre en el caso del Fósforo Total (Figura 5-4), cuyo intervalo se hace importante en los últimos 50 km. de río.

En el caso del OD y la DBO, se observa una variabilidad importante en sus intervalos de confianza, pensando también en lo importante que es poder controlar estas variables, dado su impacto en la salud de los ecosistemas fluviales. La amplia gama de valores observados es atribuible principalmente al rango utilizado en aquellas tasas que inciden en estos parámetros (el más importante, el decaimiento de la DBO, como se observará más adelante en este capítulo) lo que hace importante realizar estudios en el cauce con el fin de poder reducir la incertidumbre de éstos valores para el río.

## **5.2 Influencia tasas cinéticas sobre parámetros de calidad**

Otro punto a desarrollar en el presente trabajo corresponde a determinar qué tasas cinéticas influyen de manera directa en las concentraciones de los diferentes indicadores estudiados, es decir, cuales son más sensibles a las respuestas del modelo. Esto con el fin de poder mostrar sobre que parámetros del modelo se deben dedicar mayores esfuerzos cuando se quiera calibrar un set de parámetros. Para esto, se muestran los gráficos de dispersión (Figuras 5-6 y 5-7) obtenidos de las simulaciones de Monte Carlo. Cada punto en los gráficos representa la confiabilidad de una simulación (ecuación **[3-6]**), es decir para un set de parámetros particular. La forma de la distribución indica el grado de incertidumbre de la estimación, en donde las curvas bien formadas y puntiagudas están asociadas con parámetros bien definidos, mientras distribuciones planas indican mayor incertidumbre en los parámetros (Mannina, 2011).

En las Figuras 5-6 y 5-7 se pueden apreciar los diagramas de dispersión para el oxígeno disuelto y para el nitrato, mientras que para el resto de los indicadores sus resultados se pueden observar en el Anexo B. La medida de probabilidad se define como  $L$ , mientras que el subíndice que la acompaña el parámetro al que se refiere. De manera similar, las tasas cinéticas están representadas por la letra  $k$  y su subíndice, siendo  $k_{DBO}$  = decaimiento de la DBO,  $k_{NIT}$  = Nitrificación,  $k_{DEN}$  = Denitrificación,  $k_{NO}$  = Hidrólisis Nitrógeno Orgánico, y  $k_{PO}$  = Hidrólisis Fósforo Orgánico.



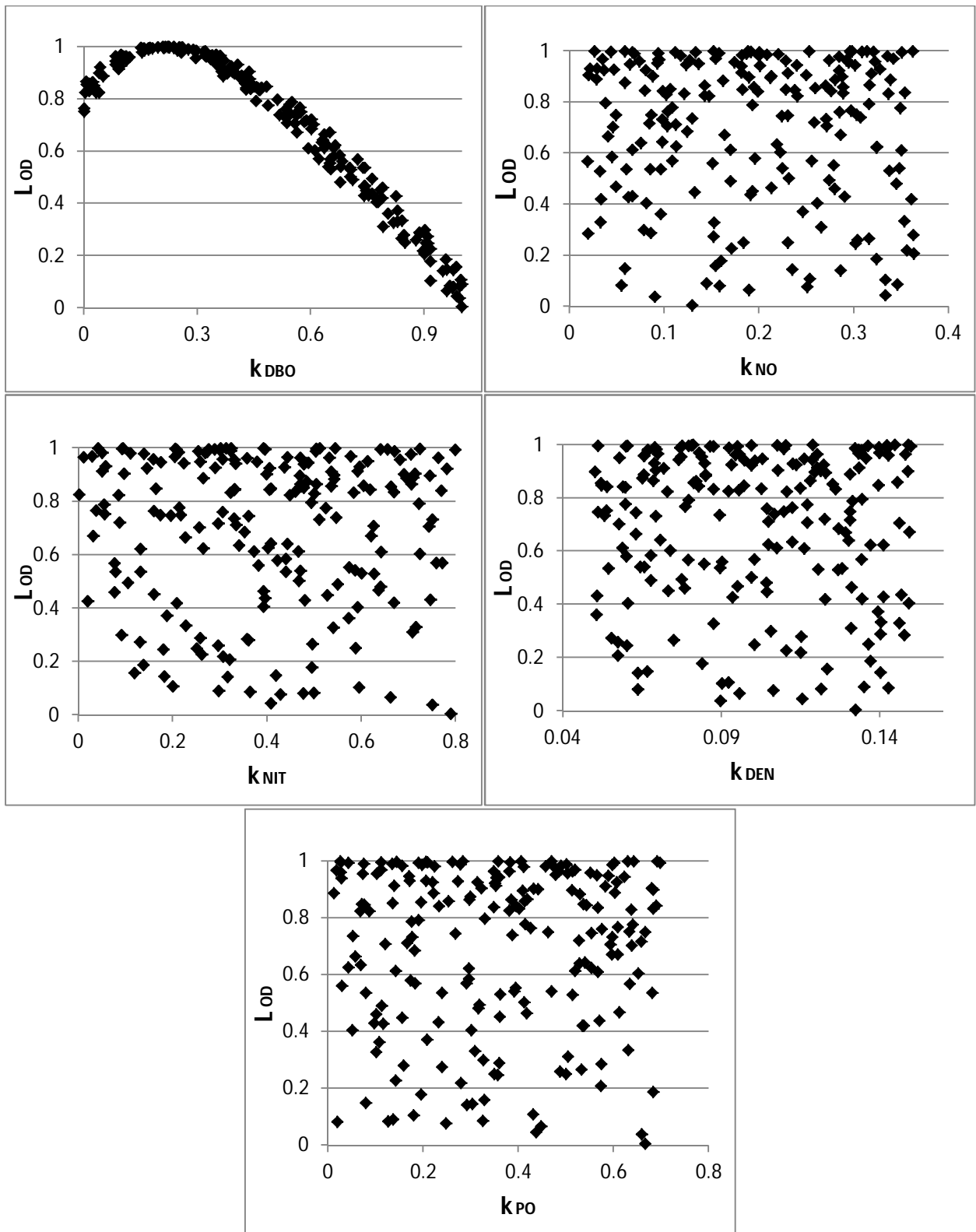


Figura 5-6: Diagramas de dispersión para el OD. El decaimiento de la DBO es el único parámetro sensible a la estimación del OD.

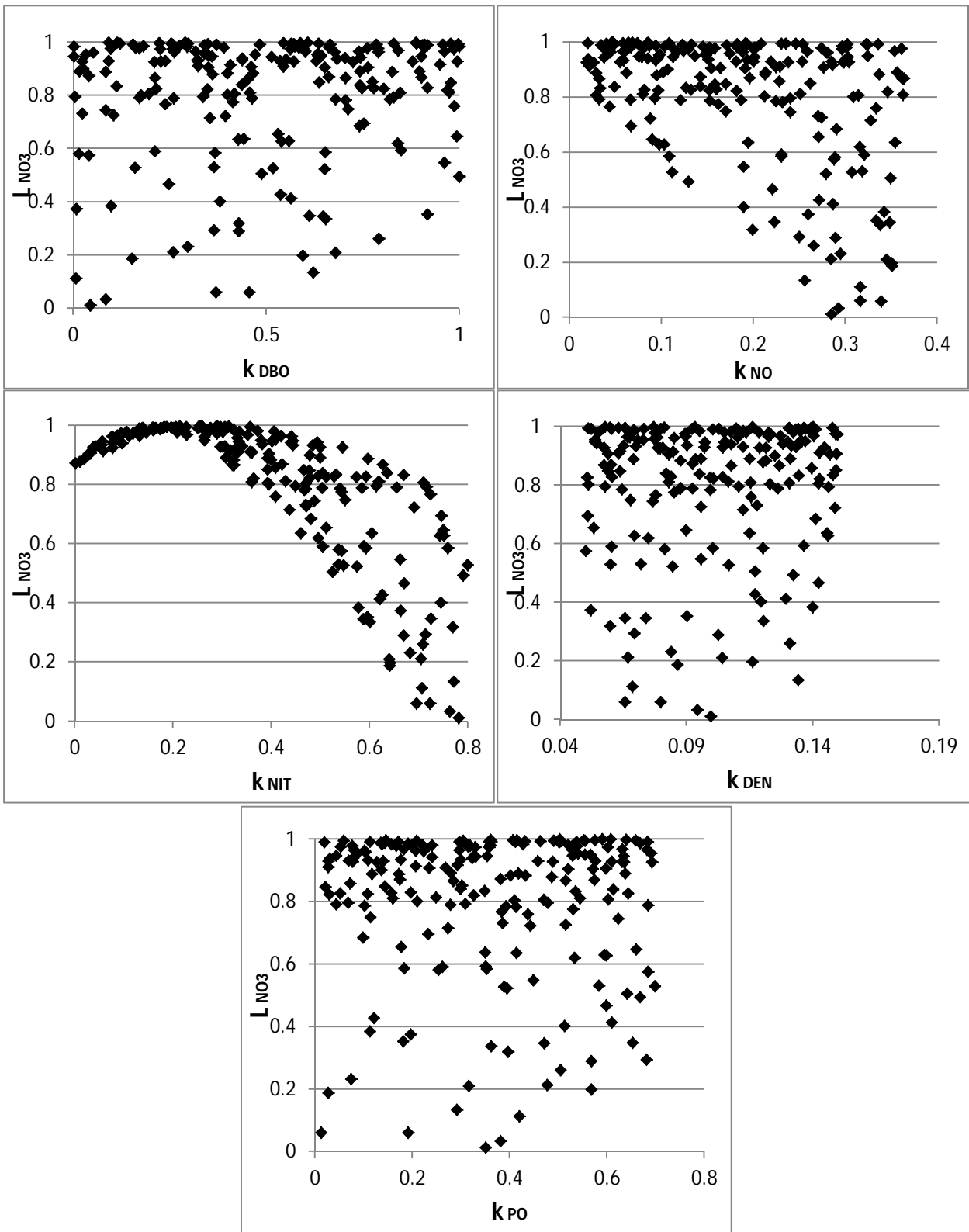


Figura 5-7: Diagramas de dispersión para el nitrato. La nitrificación y en menor medida el decaimiento del nitrógeno orgánico son sensibles a la estimación del nitrato.

Para los diagramas anteriores, la mayoría de ellos muestran un extremo superior plano, lo que muestra que los parámetros son insensibles a la predicción del modelo (para el indicador particular, como es por ejemplo el caso  $K_{PO}$  sobre el OD o  $k_{DBO}$  sobre el nitrato). Por otra parte, algunos muestran formas definidas, como el caso de la  $k_{DBO}$  sobre el OD. Dada la forma de ese diagrama de dispersión (Figura 5-6), se puede concluir que el comportamiento de del OD queda bien capturado o explicado por el decaimiento de la DBO, dado que, según lo antes mencionado, la dispersión de datos presenta máximo y está bien definida a lo largo de todo el rango del parámetro. En el caso del Nitrato, la reacción más importante en su comportamiento es la Nitrificación (Figura 5-7), a pesar de que la curva no está completamente definida, más aun al observar los mayores valores de las tasas. Por otra parte, se aprecia cierta influencia de la hidrólisis del nitrógeno orgánico en los valores del Nitrato (Figura 5-7), con lo que se puede determinar que el comportamiento del Nitrato, bajo las reacciones estudiadas, no queda completamente capturado por la Nitrificación.

En las figuras Figura 5-8 a Figura 5-12 se presenta, para la estación de monitoreo río Biobío en Santa Juana, el valor norma y el valor real medido para la campaña de 2010 y el rango de valores obtenido en el estudio de incertidumbre en el presente trabajo, para cada parámetro de calidad. Esta estación determina la calidad de agua del tramo BI-80 de la norma, sector dónde el río Biobío ha captado todos sus afluentes ríos importantes y se encuentra a aproximadamente a 45 km de la desembocadura del río Biobío.

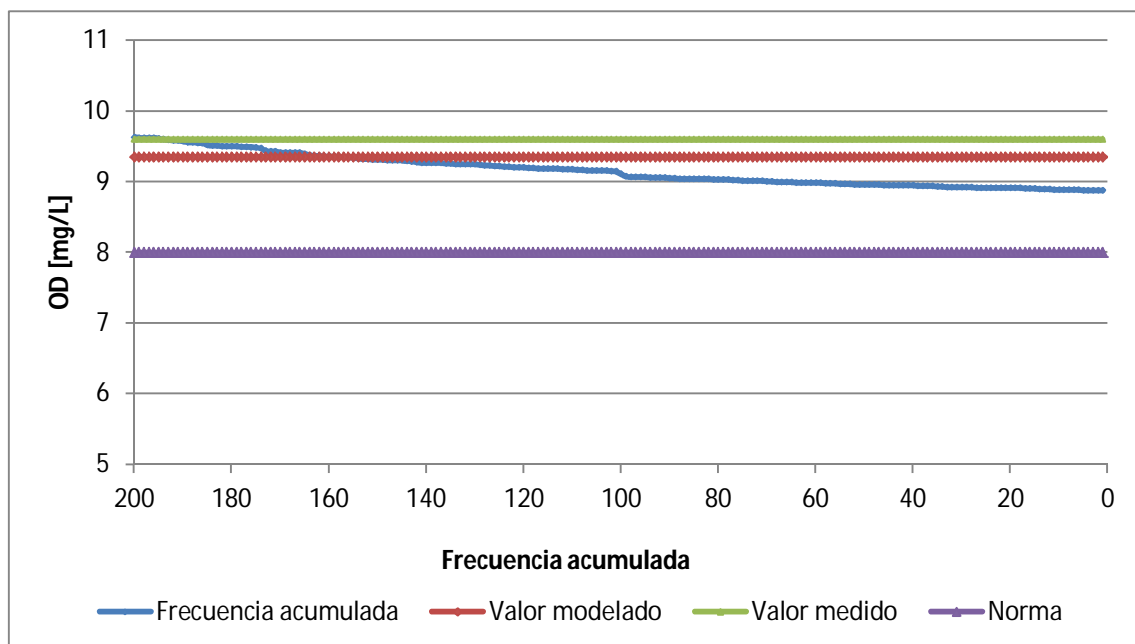


Figura 5-8: Concentración de Oxígeno Disuelto en Estación Río Biobío en Santa Juana

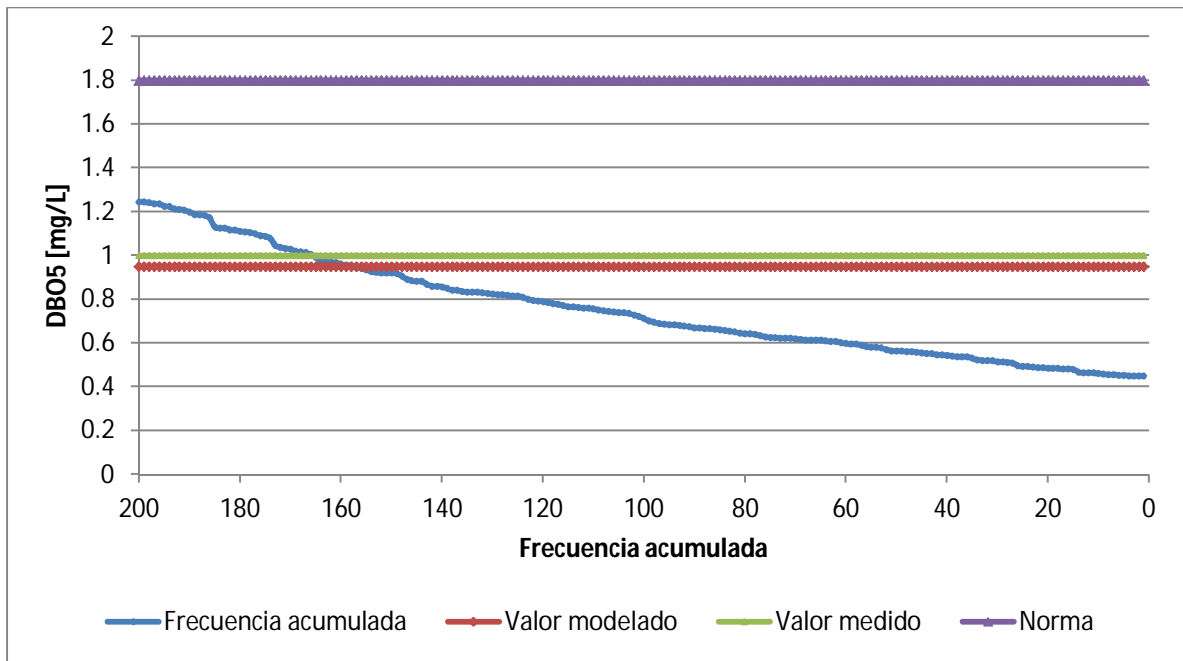


Figura 5-9: Demanda Bioquímica de Oxígeno en Estación Río Biobío en Santa Juana

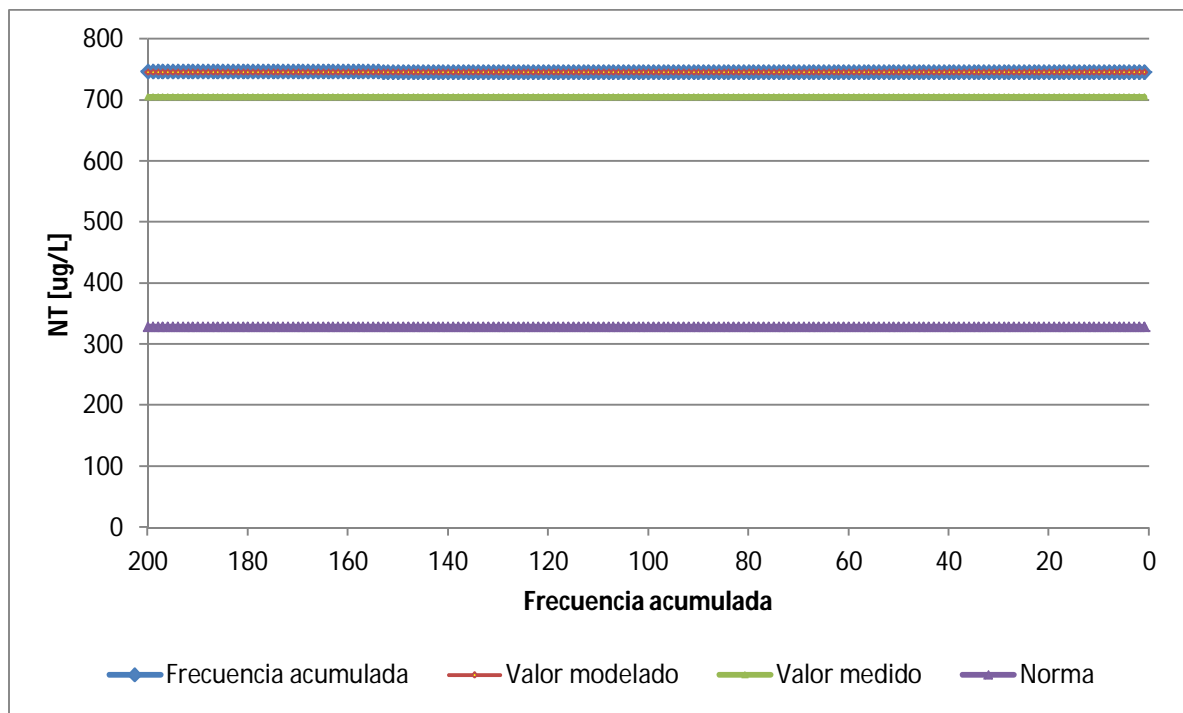


Figura 5-10: Nitrógeno Total en Estación Río Biobío en Santa Juana. No se aprecia variación en la curva de frecuencia acumulada para este indicador de calidad.

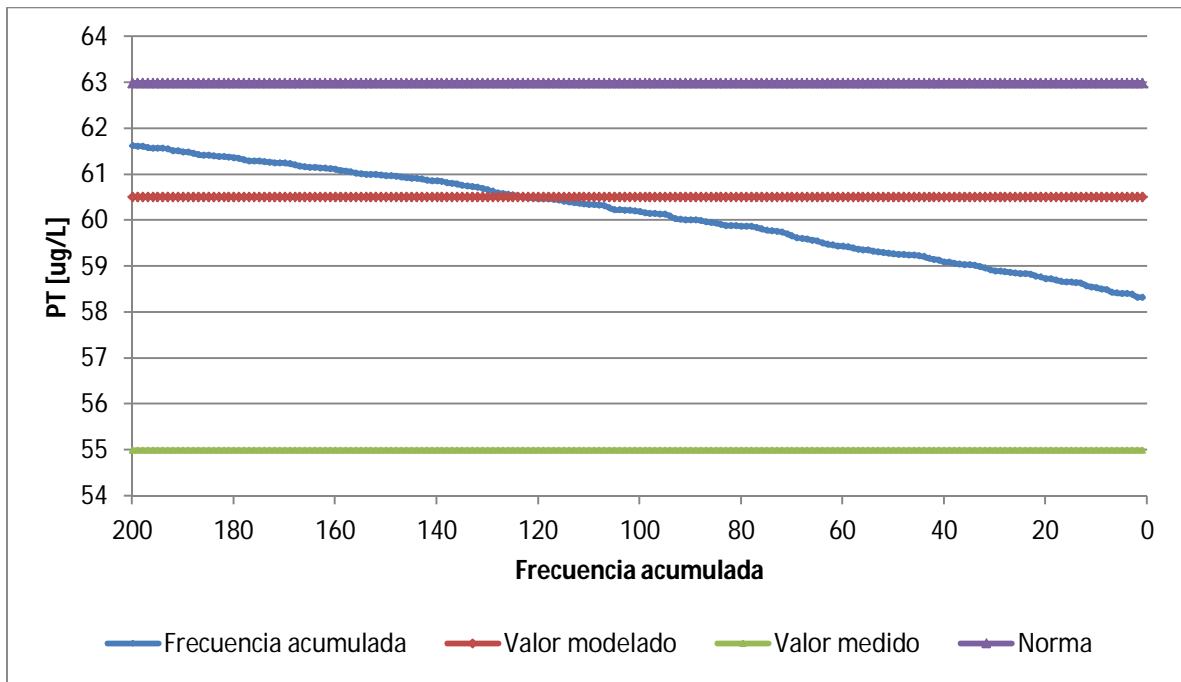


Figura 5-11: Fósforo Total en Estación Río Biobío en Santa Juana

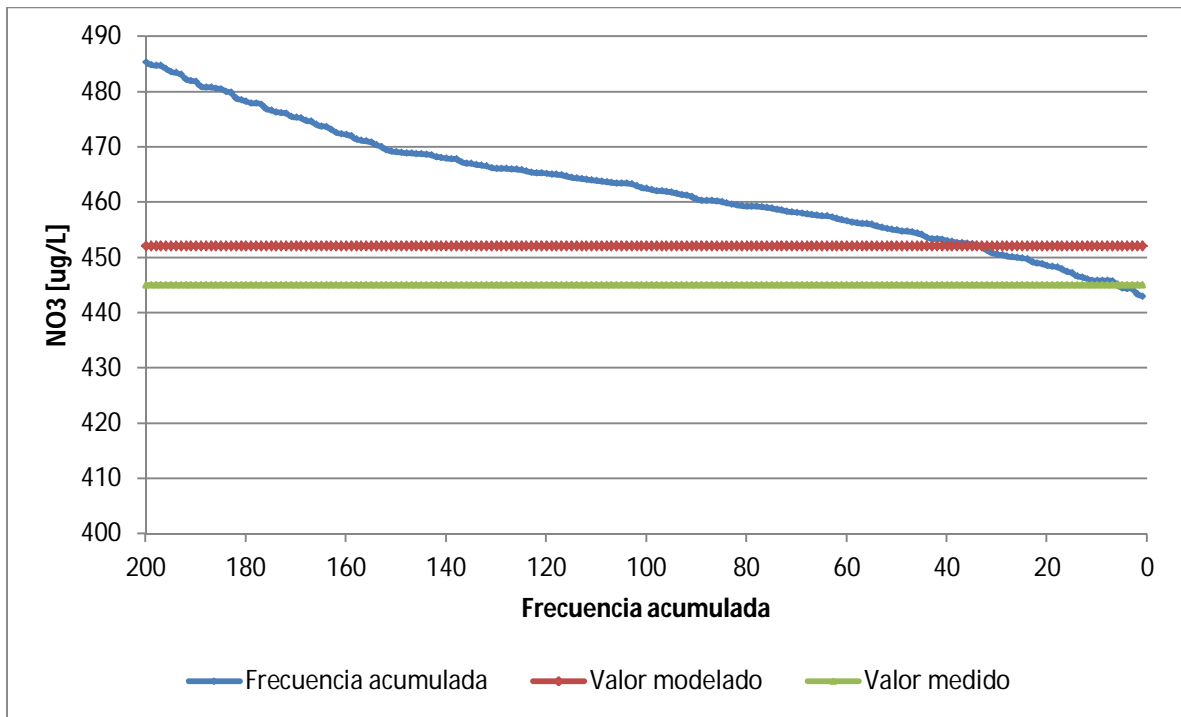


Figura 5-12: Nitrato en Estación Río Biobío en Santa Juana

## **Capítulo 6 Conclusiones y recomendaciones**

La presentación de un proyecto de Norma Secundaria de Calidad Ambiental debe ir acompañada de su respectivo Análisis General del Impacto Económico y Social, por lo que se debe buscar distintas alternativas que permitan ejecutar el proyecto de forma económicamente eficiente. Dado lo complejo de cuantificar los beneficios sociales de implementar una norma en una cuenca de este tipo, una alternativa es realizar un análisis costo-eficiencia, de manera de obtener mejoras ambientales al menor costo posible. Siendo este el objetivo último de un proyecto como el realizado, se ha avanzado en diferentes puntos que avancen en el proceso de conseguir tal objetivo.

En el presente trabajo de título se ha analizado el anteproyecto de NSCA para la cuenca del río Biobío, estando entre los puntos mencionados anteriormente la validación de un modelo de calidad del agua existente (QUAL2Kw), realizando un análisis de incertidumbre a los parámetros del modelo y, mediante la utilización de matrices, se ha implementado un "modelo" alternativo que es capaz de representar una situación particular de calidad del río y que permite modificación en las cargas antrópicas recalculando la concentración del río.

Para el modelo de calidad del aguas, un primer paso es seleccionar los indicadores de calidad, estando entre los seleccionados aquellos relacionados con la concentración de oxígeno en el río (demanda bioquímica de oxígeno y oxígeno disuelto) y nutrientes (Fósforo y Nitrógeno). A pesar que Qual2Kw admite una gran cantidad de parámetros, se considera que estos son los más importantes, además de ser los que tienen un historial con mayor cantidad de mediciones. Sin embargo, al momento de validar el modelo, se han estimado o asumido los valores restantes bajo reacciones típicas (al igual que los presentados en este trabajo), de manera de no sobre o sub estimar los valores finales de aquellos parámetros de interés. Por otra parte, dado los antecedentes presentados en el presente trabajo, se considera necesario la incorporación del Nitrato como parámetro de calidad a normar, debido a su alta concentración en el tramo en estudio.

En cuanto a la validación del modelo de calidad del agua utilizando parámetros típicos entregados por la literatura, en general las curvas para los indicadores de calidad presentaron buen ajuste a los datos medidos en ambas las campañas simuladas. Sin embargo, es importante mencionar la poca cantidad de datos existentes y lo complejo de determinar precisión en estas campañas. Esto se evidencia, por ejemplo, en las mediciones de DBO5 para la campaña de agosto de 2008 simulada, en donde los valores medidos a lo largo de todo el río es constante e igual a 1 mg/L. Además, la inexistencia de campañas de monitoreo en terreno para el presente trabajo, obliga a la necesidad de validar datos de literatura, impidiendo obtener tasas cinéticas propias para el sistema en estudio.

Debido a lo anterior, es fuertemente recomendable realizar al menos dos campañas de monitoreo enfocadas en el modelo, con suficiente cantidad de mediciones a lo largo del río, de manera de poder obtener el conjunto de tasas adecuadas para el sistema. Esto permitirá una mayor credibilidad a los resultados entregados, además de mejores resultados a la hora de predecir condiciones futuras que sean de interés.

Con respecto a los resultados obtenidos, para el Oxígeno Disuelto, que es un indicador de salud de los ecosistemas fluviales, la situación actual del Río Biobío no presenta problemas de contaminación graves bajo los límites impuestos por el proyecto de NSCA. Es importante mencionar que los ríos en Chile generalmente son oxigenados, dada su pendiente y caudal, por lo que es posible que altos niveles de oxígeno disuelto no reflejen el grado de contaminación existente. De la misma manera, la DBO5 encontrada en el río resulta tener una concentración baja (alrededor de 1 mg/L), lo que si se compara con experiencia internacional en ríos con problemas de contaminación, donde la concentración de DBO puede fácilmente superar los 10 o 20 mg/L, se está ante un indicador que muestra condiciones saludables del río en estudio.

Los problemas de contaminación en las aguas superficiales de la cuenca del río Biobío se presentan cuando se consideran los nutrientes, en cuanto a eutroficación. El proyecto de NSCA para la cuenca del río Biobío establece límites máximos en sus concentraciones que son, en general, ampliamente sobrepasados en algunos tramos de la norma por la calidad actual del agua. Sin embargo, se considera que estos valores no deben relajarse, dado que son, de por sí, lo suficientemente permisivos y permiten mantener en buen estado la calidad del agua. Es en esta situación donde deben intervenir los modelos económicos, con el fin de optimizar el proceso de implementación de plantas de tratamiento para reducir las descargas de contaminantes al río de manera eficiente.

Un importante enfoque enfrentado en el presente trabajo, es el desarrollo de una matriz emisión-concentración que calcule la concentración del río de los diferentes indicadores de calidad del modelo de calidad de aguas utilizado. Para esto, se ha propuesto una matriz que, a partir de una condición base del río, permita calcular las concentraciones finales considerando descargas puntuales a lo largo de este. Se debe tener en cuenta que una matriz de coeficientes representa una situación particular de condiciones iniciales del río, mientras que el número y ubicación de las fuentes puntuales no es modificable, no así con las cargas. Los resultados obtenidos, considerando las cargas estimadas al año 2010 para las empresas y tres veces ellas, muestran una diferencia con respecto a los resultados del modelo de calidad del agua menor al 1%, lo que indica un excelente ajuste de la matriz obtenida. Con esto, se corrobora que la aproximación lineal del modelo funciona bien, y permite la incorporación de la matriz emisión-concentración como una herramienta para el análisis económico de la implementación de Normas Secundarias.

En la matriz desarrollada (al igual como sucede con el modelo), los ríos afluentes se consideran fuentes puntuales y constantes, dado que no se ha modelado ninguno de ellos. Sin embargo, gran parte del aumento de las concentraciones de contaminantes a lo largo del río se ve explicada por la alta carga que tienen estos afluentes. Al igual que las empresas aportantes, estos ríos pueden quedar explicitados como fuentes puntuales con opción de modificación de sus cargas, lo que permitiría, en caso de modelar los cauces afluentes al tramo principal, obtener matrices para ellos y hacerlos interactuar con la matriz principal. De esta forma, se puede y se debe realizar el análisis económico considerando todas las empresas que descarguen sobre los diferentes cauces de la cuenca, pues no se puede determinar *a priori* qué empresas generan impacto, y el nivel de éste, sobre el río Biobío, considerando que recibe el aporte de la gran mayoría de ellas (directamente sobre sus aguas o indirectamente mediante un río aportante).

Un modelo de calidad tiene asociado una serie de incertidumbres según lo revisado en el presente trabajo. La fuente de éstas que se ha analizado corresponde a los parámetros del modelo, con rangos existentes entregados por la literatura. La metodología utilizada, GLUE, que se basa en simulaciones de Monte Carlo para vectores de parámetros, entregó como resultados parámetros con un amplio intervalo de confianza, mientras que otros prácticamente no presentan intervalo de confianza, como el caso del Nitrógeno Total. Este caso es bien particular, dado que las diferentes composiciones del Nitrógeno sí presentan intervalo de confianza (como el Nitrato, presentado es su capítulo correspondiente). Esto se atribuye al conjunto de parámetros del modelo seleccionadas para realizar el análisis de incertidumbre, en donde los procesos representados eran transformaciones entre las diferentes componentes.

Con respecto a los parámetros de calidad que sí muestran un intervalo de confianza, es importante destacar el amplio rango de valores que muestra la Demanda Bioquímica de Oxígeno, al igual que el Oxígeno Disuelto. Según el análisis realizado sobre la influencia de las distintas tasas sobre los parámetros, precisamente el comportamiento de estos dos índices son prácticamente explicados por la tasa de decaimiento de la DBO (esto entre las tasas seleccionadas), que es el que presenta el mayor rango entre sus valores posibles. Debido a esto, se hace necesario reducir el rango de valores obtenidos desde la bibliografía para esta tasa de decaimiento, lo que es posible mediante mediciones en terreno y calibraciones que entreguen valores en un rango que se ajuste a la realidad observada para el río.

La metodología utilizada para la estimación de incertidumbre tiene, como punto destacable, la posibilidad de introducir una cantidad de parámetros sin restricción en las modelaciones de Monte Carlo. Ante esto, resulta interesante la opción de considerar, en un posible estudio a futuro, la incorporación de una mayor cantidad de parámetros, además de llevar a cabo estudios que permitan una reducción de los rangos de los parámetros del modelo. Esto entregaría intervalos de incertidumbre que representarían de mejor manera el sistema.



Se considera importante, como trabajo a futuro y siguiendo la misma línea de búsqueda de análisis costo-eficiencia, que la matriz emisión-concentración involucre todas las empresas que descargan, tanto en el río Biobío como sus afluentes, con el fin de determinar de manera equiprobable qué emisiones deben intervenir. Sin duda, otro punto a tener en cuenta es la influencia de las fuentes difusas, consideradas fijas en la matriz calculada pero que, dada las altas intervenciones antrópicas sobre la cuenca, pueden cumplir un rol importante en la búsqueda de normalización del agua del río.

Finalmente, el desarrollo del modelo de optimización de descontaminación eficiente bajo los mínimos costos queda como proyección a futuro, en donde los datos y análisis aportados, sumado a mejoras en su implementación, puede ser material y base para el análisis de nuevas cuencas con proyectos de NSCA, en donde las condiciones naturales pueden ser diferentes a la cuenca del río Biobío, pero la metodología a utilizar perfectamente sea adaptable.

## Referencias

- Ang, A. and Tang, W. 1984. "Probability Concepts in Engineering Planning and Design" (Volume II: Decision, Risk and Reliability). Wiley, New York. ISBN-13: 978-0471032014.
- Benaman, J., ASCE, A.M., Shoemaker, C. 2004. "Methodology for Analyzing Ranges of Uncertain Model Parameters and Their Impact on Total Maximum Daily Load Process". *Journal of Environmental Engineering*. DOI 10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:6(648).
- Bennett, D. McKone, T. Evans, J. Nazaroff, W. Margni, M. Jolliet, O. Smith, K. 2002. "Defining intake fraction". *Environmental Science and Technology*; 36:207A–211A.
- Beven, K., Binley, A. 1992. "The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction." *Hydrol. Processes*, 6(3), 279–298.
- Bockelmann-Evans, B., Schnauder, I., Fenrich, E., Falconer, R. 2007. "Development of a catchment-wide nutrient model". *Management* 1 60 Issue WM1, pages 35-42.
- Brown, L., Barnwell, T. 1987. "The enhanced stream water quality models Qual2E and Qual2E-UNCAS: Documentation and user manual". EPA/600/3-87/007.
- Cade-Idepe. 2004 "Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua Según Objetivos de Calidad". Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas.
- Centro de Ciencias Ambientales (EULA), 2009. "Análisis general del Impacto socioeconómico de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la protección de Aguas de la cuenca del río Biobío" Comisión nacional del Medio Ambiente.
- Chang, H., 2005. Spatial and temporal variations of water quality in the Han River and its tributaries, Seoul, Korea, 1993–2002. *Water Air Soil Pollut.* 161, 267–284
- Chapra, Steven, 1997. *Surface Water Quality Modeling*. McGraw-Hill.
- CONAMA, 2009. Proyecto definitivo de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Biobío. República de Chile, Comisión Nacional del Medio Ambiente.
- Delgado, G. & Hernández, N. 2009. "Cálculo de la incertidumbre por simulación de Monte Carlo en la determinación de aflatoxina B1 en maní de exportación por HPLC-FD" Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León (UNAN-LEÓN).

Frenia, G., Mannina, G. 2010. Uncertainty estimation of a complex water quality model: GLUE vs Bayesian approach applied with Box – Cox transformation. International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs).

Gartley, M., George, B., Davidson, B., Malano, H., Garg, K. 2009. Hydro-economic modelling of the Upper Bhima Catchment, India. 18<sup>th</sup> World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia.

Hoeger, H. 2012. Apuntes curso de Modelado y Simulación I. Universidad de Los Lagos

Jarvie, H. P., Whitton, B. A., Neal, C., 1998. "Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: Speciation, sources and biological significance". *Sci. Total Environ.*, 210-211,79-109.

Jia, Y., Culver T. 2006. Robust optimization for total maximum daily load allocations. *Water Resour. Res.*, 42, W02412, doi:10.1029/2005WR004079.

Kannel, P.R., Lee, S., Lee, Y.S, Kanel, S.R., Pelletier, G.J., 2007. "Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal" *Ecological Modelling* 202(3-4):503.

Katz, R., González, G., Cienfuegos, M., 2010 "Análisis Costo-Beneficio en la Normativa Ambiental Chilena bajo la ley 19.300" *Estudios Públicos*, 117.

Law, A., Kelton, W. 2000. "Simulation Modeling and Analysis." 3rd ed., McGraww Hill international series. ISBN 0-07-059292-6.

López, A. 1998. "Simulaciones Monte Carlo y Ecuaciones Estocásticas en la modelación de la calidad del agua". XIV Congreso Chileno de Hidráulica.

Loucks, S. and Van Beek, E. 2005a. "Water Resources Systems Planning and Management". Cap. 9, Model Sensitivity and Uncertainty Analysis. UNESCO, ISBN:92-3-103998-9.

Loucks, S. and Van Beek, E. 2005b. "Water Resources Systems Planning and Management". Cap. 12, Water Quality Modelling and Prediction. UNESCO, ISBN:92-3-103998-9.

Lozano, G., Pulido, M., Pulido, J. (2011). "Modelación hidro-económica para el control de la contaminación en cuencas: una herramienta para la gestión integrada de los recursos hídricos en la cuenca del Río Serpis España". Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia, España.

Lozano, X., Pulido, M., Pulido, J. (2010). "Modelo hidroeconómico para el análisis del impacto de cambio climático. Aplicación a la cuenca del río Serpis" Tesis de master, Universidad de Valencia.

Mannina, G. 2011. "Uncertainty Assessment of a Water-Quality Model for Ephemeral Rivers Using GLUE Analysis". *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 137, No. 3.

Mannina, G., Viviani G. 2009. "Parameter uncertainty analysis of water quality model for small river". 18<sup>th</sup> World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia 13-17.

McIntyre, N., Wheeler H., Lees, M.J. 2002. Estimation and propagation of parametric uncertainty in environmental models. *Journal of hydroinformatics*, 04.3.

Mishra, A. 2011. "Estimating Uncertainty in HSPF based Water Quality Model: Application of Monte-Carlo Based Techniques" PhD tesis, Blacksburg, Virginia.

Najafpour, Sh., Alkarkhi, A. F. M., Kadir, M. O. A. and Najafpour, Gh. D., 2008 "Evaluation of spatial and temporal variation in river water quality" *Int. J. Environ. Res.*, 2 (4), 349-35.

Ortiz, V. 2012. "Apuntes de simulación." Apuntes de Ingeniería en Sistemas Computacionales, Instituto Tecnológico de Acapulco.

O'Ryan, R. 2000. Apunte IN519 Economía del Medio Ambiente. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Ingeniería Industrial.

Pejman, A. H., Nabi Bidhendi, G. R., Karbassi, A. R., Mehrdadi, N. and Esmaeili Bidhendi, M. (2009). Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. *Int. J. Environ. Sci. Tech.*, 6 (3), 467-476.

Pelletier, G.J., Chapra, S.C., 2008. "QUAL2Kw theory and documentation (version 5.1), A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality" Environmental Assessment Program Olympia, Washington 98504-7710.

Ramos, A., Cerisola, S. 2010. "Optimización Estocástica." Universidad Pontificia Comillas, Madrid. [www.doi.icaei.upcomillas.es](http://www.doi.icaei.upcomillas.es)

Riegels, N. 2011. Using hydro-economic modelling to investigate trade-offs between ecological and economic water management objectives. PhD Thesis, Technical University of Denmark.

Saavedra, M., López, A. 2006. "Costo eficiencia para control de contaminación en ríos. Aplicación a una sección de la cuenca del río Biobío" *Revista Economía y Administración* N° 66.

Stedinger, J. R., R. M. Vogel, S. U. Lee, and R. Batchelder (2008), Appraisal of the generalized likelihood uncertainty estimation (GLUE) method. *Water Resour. Res.*, 44, W00B06, doi:10.1029/2008WR006822.

Stow, Craig A., Kenneth H. Reckhow, Song S. Qian, Estel Conrad Lamon III, George B. Arhonditsis, Mark E. Borsuk, and Dongil Seo, 2007. Approaches to Evaluate Water Quality Model Parameter Uncertainty for Adaptive TMDL Implementation. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 43(6):1499-1507. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00123.x

USACE WES (U. S. Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station), 2000. CE-QUAL-W2: a Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model V. 3.0 Draft Report: User Manual. U.S. Army Corps of Engineer, Waterways Experiment Station, Mississippi.

Valdovinos, Claudio y Parra, Oscar, 2006 "La Cuenca del Río Biobío: Historia Natural de un Ecosistema de Uso Múltiple". Centro Estudios Ambientales EULA, Universidad de Concepción.

WRDMAP, 2010. "Water Quality Modelling in Chaoyang, Liaoning Province" *Integrated Water Resources Management* ([www.wrdmap.com](http://www.wrdmap.com)).

## Anexo A: Áreas de vigilancia y su valor ambiental para la NSCA del río Biobío

Tabla A-1: Áreas de Vigilancia. CONAMA, 2009

CAUCE	ÁREA DE VIGILANCIA	LÍMITES ÁREA DE VIGILANCIA	COORDENADAS UTM	
			ESTE	NORTE
Río Biobío	BI-10	Desde : Laguna Galletué	303.669	5.715.350
		Hasta : Espejo de agua Embalse Ralco	298.206	5.765.809
	BI-20	Desde : Presa Embalse Ralco	282.517	5.786.336
		Hasta : Espejo de agua Embalse Pangué	274.289	5.795.877
	BI-30	Desde : Presa Embalse Pangué	270.390	5.800.857
		Hasta : Confluencia Río Queuco	264.321	5.809.772
	BI-40	Desde : Confluencia Río Queuco	264.321	5.809.772
		Hasta : Puente Quilaco, aguas arriba Santa Barbara, 750 m. aguas abajo confluencia Río Lirquén	235.383	5.826.249
	BI-50	Desde : Puente Quilaco	235.383	5.826.249
		Hasta : Puente Coigüe	183.200	5.836.909
	BI-60	Desde : Puente Coigüe	183.200	5.836.909
Hasta : Confluencia Río Vergara		175.697	5.844.480	
BI-70	Desde : Confluencia Río Vergara	175.697	5.844.480	
	Hasta : Biobío en Buenuraqui	164.669	5.875.582	
BI-80	Desde : Biobío en Buenuraqui	164.669	5.875.582	
	Hasta : Río Biobío en Santa Juana	151.022	5.879.318	
BI-90	Desde : Río Biobío en Santa Juana	151.022	5.879.318	
	Hasta : Biobío antes Planta La Mochita	138.351	5.914.406	
BI-100	Desde : Biobío antes Planta La Mochita	138.351	5.914.406	
	Hasta : Captación CAP	133.879	5.918.612	
BI-110	Desde : Captación CAP	133.879	5.918.612	
	Hasta : Desembocadura Boca Norte	127.960	5.918.456	

<b>Río Laja</b>	<b>LA-10</b>	Desde : Estero Los Deslindes (Polcura)	285.779	5.884.375
		Hasta : Estación DGA central Antuco	266.658	5.867.120
	<b>LA-20</b>	Desde : Estación DGA central Antuco	266.658	5.867.120
		Hasta : Puente Tucapel	237.010	5.867.225
<b>LA-30</b>	Desde : Puente Tucapel	237.010	5.867.225	
	Hasta : Confluencia Río Claro	177.079	5.872.779	
<b>LA-40</b>	Desde : Confluencia Río Claro	177.079	5.872.779	
	Hasta : Confluencia Río Biobío	169.836	5.868.771	
<b>Río Lomín</b>	<b>LM-10</b>	Desde : Naciente Río Lomín	312.777	5.805.865
		Hasta : Espejo de agua Embalse Ralco	294.409	5.784.252
<b>Río Lolco</b>	<b>LL-10</b>	Desde : Naciente Río Lolco	280.735	5.757.080
		Hasta : Espejo de agua Embalse Ralco	286.750	5.771.905
<b>Río Villucura</b>	<b>VI-10</b>	Desde : Naciente Río Villucura	265.118	5.759.655
		Hasta : Espejo de agua Embalse Ralco	274.500	5.772.558
<b>Río Malla</b>	<b>ML-10</b>	Desde : Naciente Río Malla	287.728	5.796.416
		Hasta : Confluencia Río Biobío	282.231	5.790.046
<b>Río Pangue</b>	<b>PA-10</b>	Desde : Naciente Río Pangue	282.792	5.808.400
		Hasta : Confluencia Río Biobío	268.919	5.801.991
<b>Río Queuco</b>	<b>QU-10</b>	Desde : Naciente Río Queuco	306.087	5.815.506
		Hasta : Confluencia Río Biobío	264.321	5.809.772
<b>Río Huequecura</b>	<b>HU-10</b>	Desde : Naciente Río Huequecura	270.154	5.825.876
		Hasta : Confluencia Río Biobío	252.000	5.822.141
<b>Río Duqueco</b>	<b>DU-10</b>	Desde : Naciente Río Duqueco	282.470	5.848.968
		Hasta : Estación DGA Río Duqueco en Villucura	232.218	5.839.369
<b>DU-20</b>	Desde : Estación DGA Río Duqueco en Villucura	232.218	5.839.369	
	Hasta : Confluencia Río Biobío	193.974	5.838.426	
<b>Río Bureo</b>	<b>BU-10</b>	Desde : Naciente Río Bureo	265.051	5.795.898
		Hasta : Aguas Abajo Confluencia Río Mulchén (190 m)	212.547	5.820.309
<b>BU-20</b>	Desde : Aguas Abajo Confluencia Río Mulchén (190 m)	212.547	5.820.309	
	Hasta : Confluencia Río Biobío	189.980	5.835.438	



<b>Río Renaico</b>	<b>RE-10</b>	Desde : Naciente Río Renaico	262.803	5.770.127
		Hasta : Confluencia Río Mininco	195.031	5.814.397
	<b>RE-20</b>	Desde : Confluencia Río Mininco	195.031	5.814.397
		Hasta : Confluencia Río Vergara	177.988	5.825.146
<b>Río Malleco</b>	<b>MA-10</b>	Desde : Naciente Río Malleco	263.995	5.764.179
		Hasta : Confluencia Río Rehue	174.351	5.811.984
<b>Río Vergara</b>	<b>VE-10</b>	Desde : Confluencia Río Malleco y Rehue	174.351	5.811.984
		Hasta : Confluencia Río Renaico	177.988	5.825.146
	<b>VE-20</b>	Desde : Confluencia Río Renaico	177.988	5.825.146
		Hasta : Confluencia Río Biobío	175.763	5.844.329
<b>Río Guaqui</b>	<b>GU-10</b>	Desde : Naciente Río Guaqui	227.567	5.865.306
		Hasta : Confluencia Río Biobío	175.189	5.857.586
<b>Río Tavoleo</b>	<b>TA-10</b>	Desde : Confluencia Río Nicodahue	169.353	5.846.697
		Hasta : Confluencia Río Biobío	173.961	5.846.629
<b>Río Rarinco</b>	<b>RA-10</b>	Desde : Nacientes Río Rarinco	239.376	5.862.587
		Hasta : Confluencia Río Guaqui	189.753	5.855.813
<b>Río Claro</b>	<b>CL-10</b>	Desde : Naciente Río Claro	190.487	5.909.891
		Hasta : Confluencia Río Laja	176.867	5.873.084

Tabla A-2: Niveles o valores de calidad ambiental por áreas de vigilancia, río Biobío. CONAMA 2009.

PARAMETRO	unidad	ÁREAS DE VIGILANCIA										
		BI-10	BI-20	BI-30	BI-40	BI-50	BI-60	BI-70	BI-80	BI-90	BI-100	BI-110
Aluminio	mg/l	0,61 <sup>(5)</sup>	-	0,139 <sup>(4)</sup>	0,63 <sup>(5)</sup>	0,53 <sup>(5)</sup>	0,148 <sup>(4)</sup>	-	0,63 <sup>(5)</sup>	0,297 <sup>(4)</sup>	-	-
Amonio	mg/l	0,049	-	0,058	0,038	0,034	0,025	0,025	0,025	0,038	0,337	-
AOX	mg/l	-	-	0,013	-	-	0,066	-	0,080	0,063	-	-
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	100	100	100	100	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Color Verdadero	Pt-Co	-	-	9,2	11,3	15,5	28,1	19,3	21,8	19,8	23,6	-
Conductividad Eléctrica	µS/cm	83	93	102	134	125	119	167	132	133	148	-
DBO <sub>5</sub>	mg/l	2,3	-	2,5	2,0	1,6	2,8	2,7	1,8	2,2	4,3	2,66
DQO	mg/l	10,0	-	3,8	3,0	7,8	10,3	8,6	11,4	12,2	14,7	-
Fósforo Total	mg/l	0,043	-	0,026	0,025	0,038	0,069	0,095	0,063	0,087	0,146	-
Hidrocarburos Totales	mg/l	-	-	0,39	-	-	0,98	-	0,43	0,35	-	0,78
Hierro	mg/l	0,25 <sup>(5)</sup>	-	-	0,34 <sup>(5)</sup>	0,25 <sup>(5)</sup>	-	-	0,41 <sup>(5)</sup>	0,461 <sup>(4)</sup>	-	-
Índice de Fenol	µg/l	-	-	3,26	-	-	10,00	-	-	6,81	-	10,00
Manganeso	mg/l	0,01 <sup>(3)(5)</sup>	-	-	0,01 <sup>(3)(5)</sup>	0,03 <sup>(5)</sup>	-	-	0,04 <sup>(5)</sup>	0,024 <sup>(4)</sup>	-	-
Nitrito	mg/l	-	-	0,006	-	-	0,011	-	0,009	0,008	-	-
Nitrógeno Total	mg/l	0,255	0,126	0,225	0,165	0,293	0,300	0,387	0,329	0,367	0,844	-
Oxígeno Disuelto <sup>(1)</sup>	mg/l	8,2	8,8	8,8	8,9	8,2	8,2	8,0	8,0	7,9	7,5	7,0
pH <sup>(2)</sup>	unidad	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
Sólidos Suspendidos	mg/l	10,9	3,9	9,7	13,3	14,4	13,1	33,0	13,9	23,4	21,0	23,21

## NOTAS

(1) Expresado en términos de valor mínimo. (2) Expresado en términos de valor máximo y mínimo. (3) Corresponde a límite de detección. (4) Corresponde a fracción disuelta. (5) Corresponde a fracción total.

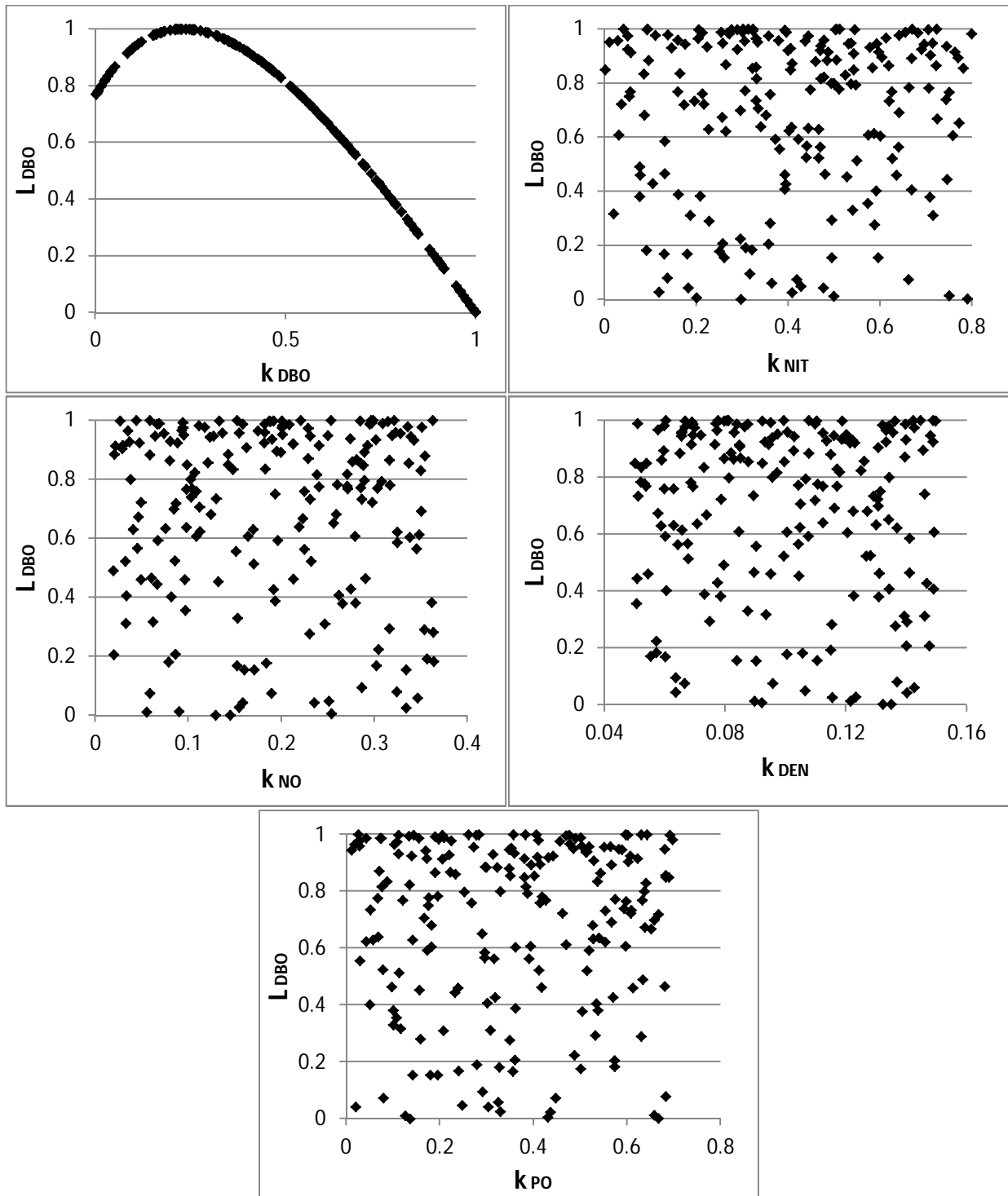
Tabla A-3 Niveles o valores de calidad ambiental por áreas de vigilancia, otros cauces. CONAMA 2009.

PARAMETRO	unidad	ÁREAS DE VIGILANCIA												
		Duqueco		Bureo		Renaico		Malleco	Vergara		Guaqui	Tavoleo	Raranco	Claro
		DU-10	DU-20	BU-10	BU-20	RE-10	RE-20	MA-10	VE-10	VE-20	GU-10	TA-10	RA-10	CL-10
Aluminio	mg/l	0,63 <sup>(5)</sup>	0,15 <sup>(4)</sup>	-	0,14 <sup>(4)</sup>	0,53 <sup>(5)</sup>	0,63 <sup>(5)</sup>	0,63 <sup>(5)</sup>	0,76 <sup>(5)</sup>	0,44 <sup>(4)</sup>	0,21 <sup>(4)</sup>	-	-	1,01 <sup>(5)</sup>
Amonio	mg/l	-	0,025	0,038	0,035	-	-	-	-	0,042	0,025	0,014	0,025	-
AOX	mg/l	-	0,013	-	0,009	-	-	-	-	0,012	0,009	-	-	-
Coliformes Fecales	NMP/100ml	-	1000	-	1000	-	-	-	-	1000	1000	1000	-	-
Color Verdadero	Pt-Co	-	13,2	10,6	20,5	-	-	-	-	34,6	24,3	14,6	15,8	-
Conductividad Eléctrica	µS/cm	79	103	79	73	64	89	71	111	126	178	78	131	265
DBO <sub>5</sub>	mg/l	-	1,7	1,5	1,6	-	-	-	-	7,4	1,7	1,5	1,3	-
DQO	mg/l	-	5,5	4,5	6,3	-	-	-	-	22,8	12,7	6,4	6,1	-
Fósforo Total	mg/l	-	0,051	0,024	0,038	-	-	-	-	0,094	0,170	0,025	0,060	-
Hidrocarburos Totales	mg/l	-	0,30	-	0,40	-	-	-	-	0,51	0,35	-	-	-
Hierro	mg/l	0,19 <sup>(5)</sup>	-	-	-	0,06 <sup>(5)</sup>	0,32 <sup>(5)</sup>	0,19 <sup>(5)</sup>	0,86 <sup>(5)</sup>	-	-	-	-	1,09 <sup>(5)</sup>
Índice de Fenol	µg/l	-	3,66	-	4,28	-	-	-	-	10,00	4,37	-	-	-
Manganeso	mg/l	0,01 <sup>(3)(5)</sup>	-	-	-	0,01 <sup>(3)(5)</sup>	0,03 <sup>(5)</sup>	0,01 <sup>(3)(5)</sup>	0,08 <sup>(5)</sup>	-	-	-	-	0,11 <sup>(5)</sup>
Nitrito	mg/l	-	0,009	-	0,009	-	-	-	-	0,035	0,021	-	-	-
Nitrógeno Total	mg/l	-	0,512	0,299	0,525	-	-	-	-	0,628	1124	0,203	0,911	-
Oxígeno Disuelto <sup>(1)</sup>	mg/l	8,3	8,2	8,2	7,9	8,1	8,3	9,1	7,8	7,9	7,6	8,0	7,6	7,2
pH <sup>(2)</sup>	unidad	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
Sólidos Suspendidos	mg/l	-	12,4	7,8	12,2	-	-	-	-	24,0	22,2	13,2	11,8	-

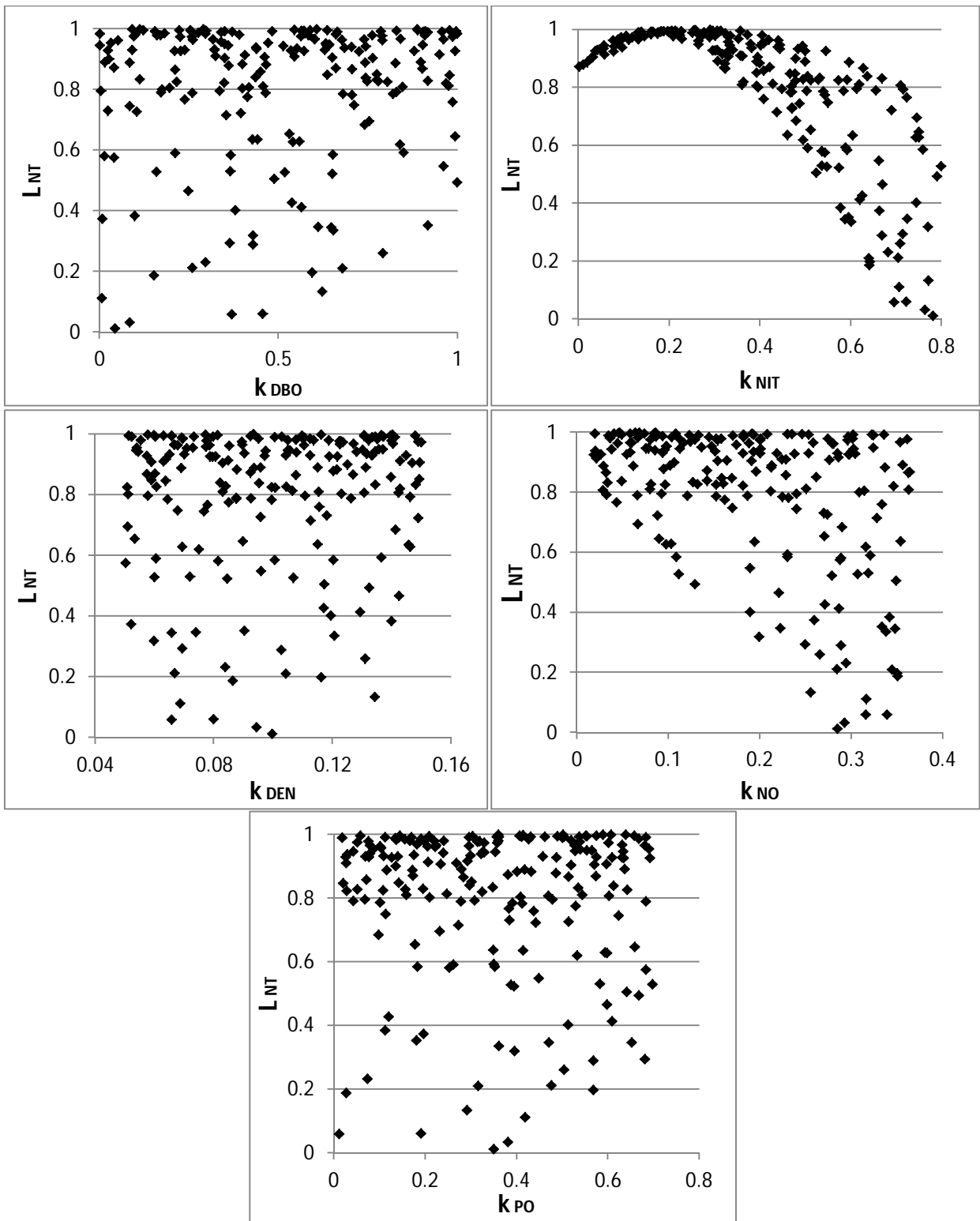
**NOTAS**

(1) Expresado en términos de valor mínimo. (2) Expresado en términos de valor máximo y mínimo. (3) Corresponde a límite de detección. (4) Corresponde a fracción disuelta. (5) Corresponde a fracción total.

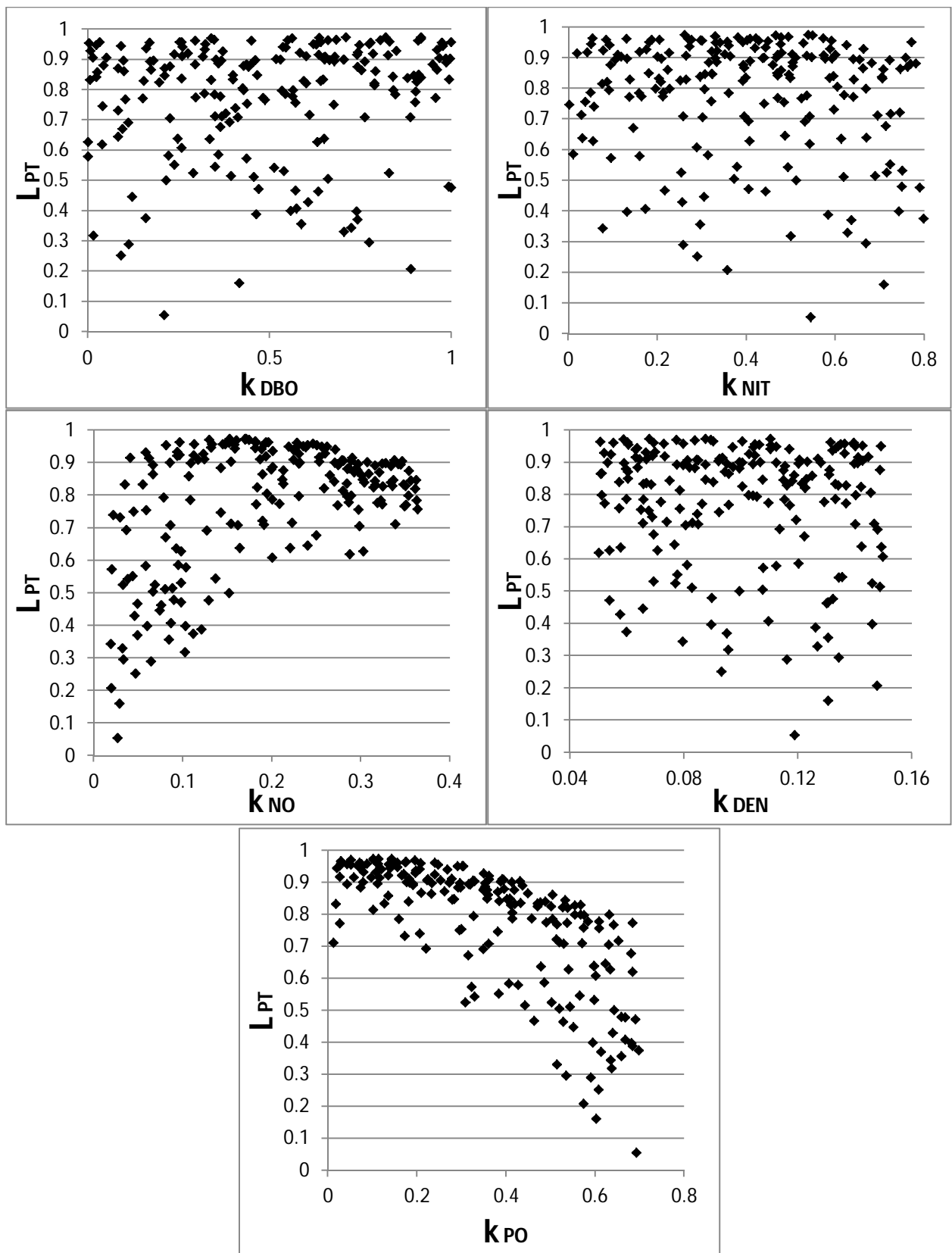
## Anexo B: Influencia de los parámetros del modelo sobre los indicadores de calidad de aguas



B- 1: Diagramas de dispersión para la DBO. El decaimiento de la DBO es el único parámetro sensible a la estimación de la DBO.



B- 2: Diagramas de dispersión para el NT. La nitrificación y el decaimiento del nitrógeno orgánico son sensibles a la estimación del NT.



B- 3: Diagramas de dispersión para el PT. El decaimiento del fósforo orgánico es sensible a la estimación del NT.