



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

# **Modelación de la calidad del agua del río Tunjuelo en dos escenarios de implementación del plan de saneamiento de Bogotá**

**Juan Manuel Castaño Ossa**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ingeniería, Departamento de ingeniería civil y agrícola  
Bogotá, Colombia

2015

# **Modelación de la calidad del agua del río Tunjuelo en dos escenarios de implementación del plan de saneamiento de Bogotá**

**Juan Manuel Castaño Ossa**

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de:  
**Magister en Ingeniería Recursos Hidráulicos**

Director:

MSc Carlos Julio Collazos Chávez

Línea de Investigación:

Saneamiento Hídrico

Grupo de Investigación:

GIREH

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería, Departamento de ingeniería civil y agrícola

Bogotá, Colombia

2015

*A mi familia, quienes siempre me han apoyado en cada una de las metas propuestas en mi vida, y quienes siempre han creído en mí incondicionalmente.*

## **Agradecimientos**

Principalmente a Dios, por permitirme cumplir otra meta más en mi vida, por guiarme mostrándome el camino correcto después de tantos altibajos. Por permitirme contar con todos aquellos que me colaboraron como mi director, amigos, mi novia y mi familia.

A mi director por su valiosa ayuda y asesoría durante este proyecto.

A la Secretaría Distrital de Ambiente por su colaboración suministrándome la información necesaria para el desarrollo de mi trabajo, en especial a sus funcionarios David Pérez y David Zamora

A Carlos Montes y Alma Pérez por su colaboración y asesoría durante el desarrollo de mi tesis.

## Resumen

Este trabajo presenta la aplicación de un modelo integrado de calidad del agua en el río Tunjuelo (QUAL2Kw), el cual fue implementado a partir de información secundaria recopilada de diferentes entidades locales y regionales. La información de mediciones de parámetros de calidad fue tomada en su mayoría del convenio 069 de 2007 desarrollado entre la Secretaría Distrital de Ambiente - SDA y la Universidad de los Andes. La implementación de este modelo tuvo como propósito evaluar el comportamiento de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y el Oxígeno Disuelto (OD) en el río. Para la calibración del modelo se adoptó información de los puntos de medición de la Red de Calidad del Recurso Hídrico de la SDA. Se consideraron dos escenarios: el primero, que el sistema de drenaje sanitario que actualmente vierte al río persista, con un aumento de caudal de acuerdo al crecimiento poblacional de la cuenca; el segundo, corresponde al saneamiento de dichos vertimientos, a través de los interceptores que conducirán el agua residual a la futura Planta de tratamiento Canoas. Adicionalmente, se evaluó el comportamiento del río con relación a la descarga de los lixiviados del relleno sanitario Doña Juana a este cuerpo receptor (Con y sin tratamiento previo). Al final de este ejercicio se ha podido establecer que el programa de saneamiento propuesto para el río Tunjuelo, no garantiza el cumplimiento de los objetivos de calidad propuestos por la autoridad ambiental para este afluente del río Bogotá.

**Palabras clave:** Calidad del Agua, drenaje Urbano, QUAL2Kw, modelación integrada, Río Tunjuelo.

## Abstract

This master thesis describes the application of an integrated water quality in the Tunjuelo River (QUAL2Kw) model. The model was implemented from secondary data collected from different local and regional organizations. The information of quality parameter measurements was taken mostly from Pact 069 of 2007 developed between the Department of Environment of Bogota - SDA and the University of the Andes. The implementation of this model was aimed to evaluate the behavior of the Biochemical Oxygen Demand (BOD) and Dissolved Oxygen (DO) in the river. For model calibration was adopted information of the measuring points of the Network of Water Resources Quality of the SDA. Two scenarios were considered: first, that the current sewer system persist into the river, with increased flow rate according to population growth in the basin; the second, connect current discharges to the interceptor that will lead the wastewater to the future Wastewater Treatment Plant Canoas. Additionally, was evaluated the behavior of the river in relation to the discharge of leachate from the landfill Doña Juana to the Tunjuelo River (with and without treatment). At the end of this exercise, it has been established that the proposed sanitation program for the Tunjuelo River does not guarantee compliance with the quality objectives proposed by the environmental authority for this tributary of the Bogotá River.

**Keywords:** Water quality, Urban drainage, QUAL2Kw, integrated modelling, Tunjuelo River.

# Contenido

<b>1. Descripción y antecedentes de la calidad del agua en el río Tunjuelo.....</b>	<b>5</b>
1.1 Cuenca Alta .....	9
1.2 Cuenca Media .....	9
1.3 Cuenca Baja o sector inferior del río .....	9
1.4 Componentes del plan de saneamiento del río Tunjuelo .....	10
1.4.1 Interceptor Tunjuelo Alto Derecho.....	10
1.4.2 Interceptor Tunjuelo Alto Izquierdo .....	11
1.4.3 Interceptor Tunjuelo Medio.....	11
1.4.4 Interceptor Tunjuelo Bajo .....	12
1.4.5 Interceptor Tunjuelo- Canoas .....	12
1.4.6 Tanque de Retención Tunjuelo Medio .....	13
1.4.7 Estudios y diseños de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR Canoas.....	15
1.5 Estado actual de la cuenca del río Tunjuelo.....	16
1.6 Volumen mensual de agua vertida en la cuenca del río Tunjuelo .....	17
1.7 Identificación de sectores industriales o industrias significativas conectadas a la red de alcantarillado de la EAB.....	19
1.8 Conexiones erradas en la cuenca del río Tunjuelo .....	20
1.9 Calidad del agua del río Tunjuelo .....	22
1.10 Fuentes de Contaminación .....	23
<b>2. Estado del arte de la modelación de la calidad del agua.....</b>	<b>25</b>
2.1 Conceptos de modelación .....	25
2.1.1 Autodepuración en cauces naturales .....	26
2.1.2 Modelación de DBO.....	31
2.1.3 Modelación de Oxígeno Disuelto .....	33
2.2 Modelos de calidad de agua .....	37
2.2.1 Modelo de calidad QUAL2K .....	38
2.2.2 Modelo de calidad WASP .....	41
2.2.3 Modelo de calidad ADZ – MDLC - QUASAR extendido .....	42
2.2.4 Modelo de calidad HEC – RAS (Versión 4.0) .....	42
2.2.5 Modelo de calidad MIKE 11.....	43
2.2.6 Modelo de calidad SIMBA. ....	44
2.2.7 Modelo de calidad Surface Water Modelling System (SMS).....	46
2.3 Selección del modelo. ....	47
<b>3. Metodología.....</b>	<b>49</b>
3.1 Mediciones de campo .....	50
3.1.1 Toma de muestras.....	51

---

3.1.2	Metodología de aforo.....	53
3.1.3	Medición de parámetros.....	55
3.1.4	Datos Hidráulicos.....	57
3.1.5	Tiempos de viaje.....	58
3.1.6	Tramos modelados.....	60
3.2	Recopilación de información.....	60
3.2.1	Estaciones de monitoreo.....	60
3.2.2	Resultados de laboratorio.....	68
3.3	Preparación del modelo.....	69
3.3.1	Modelo QUAL2K.....	69
3.3.2	Construcción del modelo.....	73
3.3.3	Criterios de estabilidad numérica en qual2k.....	76
3.4	Calibración.....	77
<b>4.</b>	<b>Implementación del modelo.....</b>	<b>79</b>
4.1	Resultados del modelo.....	79
4.2	Calibración.....	81
<b>5.</b>	<b>Simulación de escenarios de saneamiento de Bogotá.....</b>	<b>89</b>
5.1	TRAMO I.....	90
5.2	TRAMO II.....	93
5.3	Objetivos de calidad para el río Tunjuelo.....	95
<b>6.</b>	<b>Conclusiones y recomendaciones.....</b>	<b>101</b>

## Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1 Localización de los interceptores troncales sanitarios de la cuenca del río Tunjuelo.....	14
Figura 1-2 Localización de los tramos del río Tunjuelo definidos por el Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos.....	18
Figura 1-3 Porcentaje de participación económica de sectores productivos de la cuenca del río Tunjuelo .....	19
Figura 1-4 Cuenca Tunjuelo, Tramo 2 (a. Descarga de Lixiviados Doña Juana; b. Calle 73 Sur con Transv 6ª, Escuela Tenerife).....	20
Figura 1-5 Cuenca Tunjuelo, Tramo 3 (a. Predio EAB., costado norte Avenida Gaitán; b. Detrás Parque Empresarial OPAN).....	21
Figura 2-1 Ciclo del Nitrógeno (Chapra S. C., 1997) .....	36
Figura 3-1 Protocolo de Modelación. Modificado de Refsgaard <i>et al.</i> (2007), citado por (Hernandez, 2014). .....	49
Figura 3-2 Esquema de aforo y toma de muestra.....	52
Figura 3-3 Toma de muestra integrada en la sección transversal .....	52
Figura 3-4 Almacenamiento de muestra integrada y lectura de parámetros in situ, río Fucha a la altura de la avenida Boyacá .....	53
Figura 3-5 Medición de la velocidad de la corriente con correntómetro.....	54
Figura 3-6 Tramos implementados en el modelo del río Tunjuelo .....	60
Figura 3-7 Localización de las estaciones de campaña de seguimiento de masa .....	64
Figura 3-8 Localización de las estaciones Red de Calidad Hídrica de Bogotá. ....	65
Figura 3-9 Representación conceptual de la información introducida al modelo en el tramo 1 .....	66
Figura 3-10 Representación conceptual de la información introducida al modelo en el tramo 2 .....	67
Figura 3-11 Perfil longitudinal de contaminación de la campaña de seguimiento de masa .....	68
Figura 3-12. Esquema de segmentación del modelo Qual2k (Chapra & Pelletier, 2003). 70	
Figura 3-13. Balance de masa de cada segmento (Chapra & Pelletier, 2003). ....	71
Figura 3-14. Modelo cinético y de transformación de masa. Tomado de (Chapra & Pelletier, 2003). .....	72
Figura 4-1. Perfil de oxígeno disuelto para las tasas reportadas por Universidad de los Andes (2009). .....	79
Figura 4-2. Perfil de $DBO_{fast}$ para las tasas reportadas por Universidad de los Andes (2009). .....	80

---

Figura 4-3. Perfil de $DBO_{slow}$ para las tasas reportadas por Universidad de los Andes (2009).	80
Figura 4-4. Variación del número de corridas del modelo con la convergencia del coeficiente de Nash – Sucliffe.	81
Figura 4-5. Gráfica de dispersión paramétrica Tramo I.	83
Figura 4-6. Perfil de Oxígeno Disuelto resultante de la calibración. Tramo I.	84
Figura 4-7. Perfil de $DBO_{fast}$ resultante de la calibración. Tramo I.	84
Figura 4-8. Perfil de $DBO_{slow}$ resultante de la calibración. Tramo I.	85
Figura 4-9. Perfil de Oxígeno Disuelto resultante de la calibración. Tramo II.	86
Figura 4-10. Perfil de $DBO_{fast}$ resultante de la calibración. Tramo II.	86
Figura 4-11. Perfil de $DBO_{slow}$ resultante de la calibración. Tramo II.	87
Figura 4-12. Variación del número de corridas del modelo con la convergencia del coeficiente de Nash – Sucliffe.	87
Figura 5-1. Progresión de la prueba de la DBO para varios niveles de tasa de descomposición – Tomado de (Chapra & Pelletier, 2008)	91
Figura 5-2. Comparación de resultados de modelación. Oxígeno Disuelto Tramo I.	91
Figura 5-3. Comparación de resultados de modelación. $DBO_{slow}$ Tramo I.	92
Figura 5-4. Comparación de resultados de modelación. $DBO_{fast}$ Tramo I.	92
Figura 5-5. Comparación de resultados de modelación. Oxígeno Disuelto Tramo II.	93
Figura 5-6. Comparación de resultados de modelación. $DBO_{slow}$ Tramo II.	94
Figura 5-7. Comparación de resultados de modelación. $DBO_{fast}$ Tramo II.	94
Figura 5-8. Comparación de resultados de modelación y objetivos de calidad-OD Tramo I.	97
Figura 5-9. Comparación de resultados de modelación y objetivos de calidad- $DBO_{fast}$ Tramo I.	98
Figura 5-10. Comparación resultados de modelación y objetivos de calidad-OD Tramo II.	100
Figura 5-11. Comparación de resultados de modelación y objetivos de calidad- $DBO_{fast}$ Tramo II.	100

## Lista de tablas

	<b>Pág.</b>
Tabla 1-1. Volumen mensual de agua vertida, cuenca Tunjuelo .....	17
Tabla 1-2 Fuentes de contaminación del río Tunjuelo según (Bedoya, 2007) .....	23
Tabla 2-1 Valores típicos para Kd para diferentes tratamientos - Tomado de (Chapra S. C., 1997).....	32
Tabla 2-2 Expresiones empíricas para la determinación del coeficiente de transferencia de oxígeno $K_a$ en alcantarillados por gravedad. Temperatura 20 °C. -Tomado de (Hvitved-Jacobsen, 2002) .....	34
Tabla 3-1. Determinantes de calidad del agua analizados en la campaña de seguimiento de masa desarrollada en el río Tunjuelo por la Universidad de los Andes. (Universidad de los Andes, 2009) .....	55
Tabla 3-2. Tramos de implementación del modelo en el río Tunjuelo.....	60
Tabla 3-3. Estaciones de campaña de seguimiento de masa. ....	61
Tabla 3-4. – Estaciones Red de Calidad Hídrica de Bogotá. ....	62
Tabla 3-5. Determinantes modelados en Qual2k (Adaptado de QUAL2K documentation versión 2.04 – Página 31) .....	71
Tabla 3-6. Tasas y procesos calibrados (Universidad de los Andes, 2009). ....	75
Tabla 3-7. Tasas de reacción correspondientes al Río Tunjuelo (Universidad de los Andes, 2009).....	75
Tabla 3-8. Parámetros del algoritmo genético PIKAIA .....	78
Tabla 4-1. Constantes cinéticas consideradas para la calibración del modelo. ....	82
Tabla 4-2. Tasas de calibración óptimas del modelo. Tramo 1 .....	85
Tabla 5-1. Escenarios de Saneamiento. ....	89
Tabla 5-2. Objetivos de calidad del río Tunjuelo – Parámetros OD y $DBO_5$ .....	95
Tabla 5-3. Objetivos de calidad del río Tunjuelo – $DBO_u$ o $DBO_{fast}$ .....	96
Tabla 6-1. Datos de entrada Tramo I. ....	105
Tabla 6-2. Datos de entrada Tramo II. ....	105

## Lista de Símbolos y abreviaturas

ABREVIATURA	SIGNIFICADO
DBOfast	Demanda Bioquímica de Oxígeno de rápida oxidación
DBOslow	Demanda Bioquímica de Oxígeno de lenta oxidación
Norg	Nitrógeno Orgánico
Porg	Fósforo orgánico
ADE	ecuación de Advección - Dispersión
CAR	Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca
CBOD	Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea
CBODfast	Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea rápidamente oxidable
CBODslow	Demanda Bioquímica de Oxígeno Carbonácea lentamente oxidable
D	Descarga
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DBO5	Demanda Bioquímica de Oxígeno medida a los 5 días
DOS	Demanda de oxígeno de los sedimentos
DQO	Demanda Química de Oxígeno
DQOTOTAL	Demanda química de oxígeno total
EAB	Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá
EPA	Environmental Protection Agency
ESP	Empresa de Servicios Públicos
FAST-C	Carbono de descomposición rápida
GRP	Glass Reinforced Plastic
H+	Ión hidrógeno

ABREVIATURA	SIGNIFICADO
H <sub>2</sub> O	Agua
ID	Identificador
IRB	Interceptor Río Bogotá
ITAD	Interceptor Tunjuelo Alto Derecho
ITAI	Interceptor Tunjuelo Alto Izquierdo
ITB	interceptor Tunjuelo Bajo
ITC	interceptor Tunjuelo - Canoas
ITM	Interceptor Tunjuelo Medio
k <sub>dc</sub>	Oxidación de la DBO Rápida
k <sub>dcs</sub>	Oxidación de la DBO Lenta
K <sub>dt</sub>	Disolución de la Materia Orgánica Particulada
k <sub>hc</sub>	Hidrólisis de la DBO Lenta
k <sub>hn</sub>	Hidrólisis del Nitrógeno Orgánico
K <sub>hp</sub>	Hidrólisis del Fósforo Orgánico
k <sub>i</sub>	Desnitrificación
k <sub>n</sub>	Nitrificación
LOW-C	Carbono de descomposición lenta
n <sub>gen</sub>	Número de generaciones
N <sub>H4</sub>	Nitrógeno Amoniacal
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ión amonio
N-O <sub>2</sub>	Nitrito
NO <sub>3</sub>	Nitratos
n <sub>p</sub>	Numero de poblaciones
O	Oxígeno
OD	Oxígeno Disuelto
OPAN	parque empresarial
OS	oxígeno en Saturación
POM	Materia orgánica particulada
POMCA	Plan de Manejo y Ordenamiento de Cuenca
POT	Plan de Ordenamiento Territorial
PSMV	Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

ABREVIATURA	SIGNIFICADO
R	Río
RCHB	Red de Calidad Hídrica de Bogotá
SOD	Demanda de oxígeno de los sedimentos
SRP	Fósforo reactivo soluble
SRP	Fósforo Soluble Reactivo
SST	Sólidos Suspendidos Totales
vdt	Velocidad de sedimentación de la Materia Orgánica Particulada
Vip	Velocidad de sedimentación del Fósforo Inorgánico
von	Velocidad de sedimentación del nitrógeno Orgánico
Vop	Velocidad de sedimentación del Fósforo Orgánico
vss	Velocidad de sedimentación de los sólidos Suspendidos Inorgánicos
WASP	Programa para simulación y análisis de calidad de agua (Water Quality Analysis Simulation Program)

Fuente: Elaboración propia

# Introducción

Durante los últimos tiempos, se ha empezado a tomar conciencia sobre la necesidad de realizar un manejo integrado del sistema, buscando garantizar que la calidad de los cuerpos de agua sea la apropiada. Este cambio en la forma de pensar ha llevado a tener experiencias exitosas en el manejo y operación del sistema de drenaje urbano, redundando en soluciones más sostenibles. (Rauch, y otros, 2002) Y (Erbe & Schütze, 2005) describen algunas aplicaciones.

Esta concepción del sistema de manera integral ha sido apoyada por trabajos científicos y de investigación desde hace muchos años (Alex & Schütze, 2004); (Rauch, y otros, 2002). No obstante, fue hasta la década pasada que las normativas, y los avances en la informática y en la modelación, permitieron que se dieran los primeros pasos para producir representaciones confiables de todo el sistema de drenaje urbano. Es así como en los últimos años se han desarrollado modelos que permiten simular de manera acertada el comportamiento y las interacciones de todos los componentes de un sistema de drenaje urbano (Butler & Schütze, 2005).

La modelación integrada se ha convertido en una herramienta muy útil para el entendimiento y control de los sistemas integrados de drenaje, permitiendo entender las interacciones entre los componentes de los mismos. El principal objetivo de la modelación integrada es la evaluación de medidas para mejorar la operación de los sistemas, centrándose en la minimización de los impactos ambientales sobre el cuerpo receptor (Rauch, y otros, 2002).

Diferentes aplicaciones han demostrado la utilidad de la modelación integrada para la simulación y optimización de sistemas de drenaje existentes (e.g. (Butler & Schütze, 2005); (Erbe & Schütze, 2005), entre otros). La principal utilidad de este tipo de modelos consiste en la posibilidad de simular diferentes escenarios de saneamiento, sin invertir recursos en

la construcción de obras de infraestructura. Por lo tanto, es posible tomar decisiones más informadas, acerca de alternativas de saneamiento sostenibles en términos ambientales y económicos. Lo anterior hace de la modelación integrada una herramienta de gran utilidad en zonas en las que el sistema de drenaje es inexistente o poco eficiente, pues permite orientar la optimización del sistema, de acuerdo con criterios y normas de operación sostenibles.

En Colombia, cerca del 63% de los vertimientos domésticos e industriales llegan sin tratamiento previo a los cuerpos de agua (Departamento Nacional de Planeación, 2015). Esto ha generado, a pesar de la alta capacidad de autopurificación de los ríos colombianos, contaminación en largos tramos debido a las elevadas cargas orgánicas, de patógenos y nutrientes (Camacho, y otros, 2007). Dado que en un país como Colombia, donde los recursos económicos son limitados para temas de control ambiental, resulta indispensable priorizar dichos recursos y enfocarlos a zonas de alto impacto. Además de lo anterior mencionado, se debe añadir que gran parte de los sistemas actuales de tratamiento de aguas residuales presentan deficiencias en cuanto a su capacidad y no cumplen con el proceso completo de tratamiento (Camacho, Luis A., 2006)

Bogotá no es la excepción, su sistema de alcantarillado tiene grandes deficiencias, con un alto porcentaje de conexiones erradas y problemas de capacidad dado el alto crecimiento poblacional de la ciudad en los últimos años. Así mismo, el tratamiento del agua residual en la ciudad es insuficiente. La única PTAR existente tiene una capacidad de 4 m<sup>3</sup>/s, mientras que la ciudad produce aproximadamente 16 m<sup>3</sup>/s de agua combinada (Rodríguez J. , y otros, 2008). Por lo tanto, es necesario ampliar el tratamiento actual, para lo cual una modelación integrada del sistema sería de gran utilidad. La implementación de un modelo integrado permitiría simular diferentes alternativas de saneamiento. (United States Environmental Protection Agency (EPA), 2000); (Ramírez, 2002).

El caso de estudio del presente trabajo considera la situación del río Tunjuelo, uno de los principales ríos de la ciudad, el cual ha tomado especial importancia debido a su problemática actual de contaminación. Implementar un modelo de calidad del agua que permita simular las condiciones actuales y futuras, planteando escenarios de saneamiento hídrico, constituye una herramienta de gestión del recurso hídrico. Así mismo, conocer las características de los afluentes del río Tunjuelo, podrá ayudar a las decisiones que se

tomen para el mejoramiento ambiental del mismo y a la concepción del sistema de alcantarillado de la ciudad. Es posible que las medidas adoptadas hoy en día para mitigar los problemas actuales de éste, no sean suficientes para mejorar la calidad de sus aguas, convirtiéndose nuevamente en un problema ambiental grave con repercusiones para la comunidad en general.

A continuación se describen cada uno de los capítulos desarrollados para llevar a cabo este trabajo:

En el capítulo 1 se presentan los antecedentes de la evaluación de la calidad del agua en la ciudad de Bogotá, así mismo se presentan los principales componentes del sistema de drenaje de la cuenca del río Tunjuelo y los principales temas tratados en el Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos – PSMV de la ciudad de Bogotá.

En el capítulo 2 se presentan conceptos sobre modelación de calidad del agua, también se muestran los programas disponibles para modelar la calidad del agua en ríos y finalmente se presenta que el modelo seleccionado es el Qual2kw Versión 5.1 (Chapra, Pelletier, & Tao, 2012), el cual se seleccionó principalmente porque ha tenido experiencias exitosas en nuestro país, es de fácil manejo, modela las variables que se desean estudiar, cuenta con una herramienta de fácil calibración y es un software de uso libre.

En el capítulo 3 se presenta la metodología para la implementación del modelo en el Río Tunjuelo, desde Puente Vía Pasquilla hasta Isla Pontón – San José. El tramo se divide dada la geomorfología del cauce en dos sub-tramos los cuales corresponden a los planteados en el Convenio de Cooperación No. 069/2007 entre la Secretaría Distrital de Ambiente y la Universidad de los Andes del año 2009 (Universidad de los Andes, 2009)

La calibración del modelo se realiza por tramos, lo cual permite estimar tasas de reacción de los contaminantes conforme varían las condiciones geomorfológicas del cauce. El algoritmo de calibración utilizado e implementado por defecto en el modelo Qual2kw es el PIKAIA (Charbonneau & Knapp, 1995) el cual ha sido aplicado satisfactoriamente en estudios de modelación (Metcalf, 2001). PIKAIA es un tipo de algoritmo genético, los cuales se fundamentan en reproducir el proceso de selección natural durante la evolución (Pelletier, Chapra, & Tao, 2005).

La función objetivo implementada en el modelo corresponde al coeficiente de Nash – Sutcliffe (Nash & Sutcliffe, 1970) el cual se ha mostrado como una medida de ajuste adecuado para simulaciones de calidad de agua e hidrología (Mannina & Viviani, 2010). Esta función objetivo determina el E, el cual es la medida de evaluación del ajuste de datos en el proceso de calibración. Valores cercanos a 1 representan una mayor correspondencia entre los datos observados y simulados (Centro de Cambio Global-Universidad Católica de Chile, Stockholm Environment Institute, 2009).

En el capítulo 4 se presentan los resultados del modelo y la calibración del mismo, siguiendo la metodología propuesta en el capítulo 3.

Una vez implementado y calibrado el modelo, en el capítulo 4, se presentan los dos escenarios de simulación empleados: el primero, que consiste en que el sistema de drenaje sanitario que actualmente vierte al río persista, con un aumento de caudal de acuerdo al crecimiento poblacional de la cuenca; el segundo, corresponde al saneamiento de dichos vertimientos, a través de los interceptores que conducirán el agua residual a la futura Planta de tratamiento Canoas. Adicionalmente, se evaluó el comportamiento del río con relación a la descarga de los lixiviados del relleno sanitario Doña Juana a este cuerpo receptor (Con y sin tratamiento previo).

Finalmente, en el capítulo 5 se presentan las conclusiones y recomendaciones obtenidas según los resultados del modelo.

# 1. Descripción y antecedentes de la calidad del agua en el río Tunjuelo

Con el fin de hacer frente a la problemática de saneamiento en la ciudad, se han realizado en los últimos años una serie de investigaciones que tienen por fin último la recuperación del río Bogotá y sus afluentes. Estas investigaciones buscan de una u otra manera identificar los factores que han provocado el deterioro de las aguas del río Bogotá y sus afluentes, con el fin de determinar el estado actual de la cuenca y las posibles consecuencias de la contaminación actual así como las soluciones más adecuadas para la reducción de los niveles de contaminación del río mediante prácticas sostenibles y mejoramiento de los sistemas de acueducto y alcantarillado para la evacuación y tratamiento eficiente de las aguas y uso adecuado de los efluentes.

Algunos de los estudios más representativos de los últimos años se describen a continuación:

- Adecuación Hidráulica y Recuperación Ambiental del río Bogotá (incluyendo las subcuencas: Salitre, Fucha y Tunjuelo), por la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, enmarcado en la Estrategia para el manejo ambiental del río Bogotá, propuesta por el Consejo Nacional de Política Económica y Social, para la recuperación del río Bogotá y la prevención de inundaciones en Bogotá. El objetivo del proyecto es transformar el río Bogotá, mediante la mejora de la calidad del agua, la reducción de los riesgos por inundación y la generación y recuperación de áreas multifuncionales a lo largo del río, recuperando este recurso hídrico como un activo para la región y para la ciudad de Bogotá (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), 2009)

- Calidad del Recurso Hídrico 2011 – 2012, publicación desarrollada por la alcaldía de Bogotá de la mano con la universidad de los Andes y que presenta la recopilación del estado del recurso hídrico principal en los últimos años de operación de la red de alcantarillado de Bogotá, enfocándose en el periodo de junio 2011 a marzo de 2012. Los resultados presentados permiten evidenciar logros y retos de la gestión. Con el fin de ejercer un mayor control sobre el manejo de vertimientos y que la comunidad aumente su sentido de pertenencia y protección hacia el cuerpo de agua. (Universidad de los Andes, Secretaría Distrital de Ambiente, 2012)
- Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos por parte de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, el cual busca hacer seguimiento y al mismo tiempo desarrollar proyectos que evidencien el avance del saneamiento y tratamiento de los vertimientos que son descargados a los cuerpos de agua, llevando a cabo el diagnóstico del estado actual y la proyección de las cargas contaminantes, estableciendo metas individuales de reducción de las cargas a corto, mediano y largo plazo, y estableciendo indicadores de seguimiento que permitan verificar el avance que han tenido en los distintos proyectos respecto a sus objetivos individuales así como la meta general de establecer un control sobre los vertimientos y lograr la recuperación de los cuerpos de agua que son contaminados actualmente. (Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P., 2006)
- El Plan de Manejo y Ordenamiento de Cuenca, POMCA, del río Bogotá y río Tunjuelo, que es el planeamiento del uso y manejo sostenible de los recursos naturales renovables de las cuencas en estudio, de manera que se consiga mantener o restablecer un adecuado equilibrio entre el aprovechamiento económico de tales recursos y la conservación de la estructura físico-biótica de la cuenca y en especial de sus recursos hídricos. (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), 2006)
- Perfil Socio-ambiental de la Cuenca del río Tunjuelo en Bogotá, elaborado a partir del Plan de Manejo y Ordenamiento de la Cuenca del río

Tunjuelo, que busca plasmar las problemáticas socio-ambientales de mayor impacto sobre la cuenca, bajo un enfoque sistémico con miras a integrar la perspectiva social con una mirada ecológica del territorio. (Umaña, 2010)

- Modelo de simulación de transporte de metales pesados en la cuenca baja del río Tunjuelo, En esta investigación se identificó el comportamiento de los contaminantes en el agua, siguiendo sus características de transporte y difusión en el medio de acuerdo con sus propiedades intrínsecas. Se aplicaron entonces las variables necesarias a un modelo en estado estable de calidad de agua (concentración de metales), con el fin de convertirlo en una plataforma para la simulación de escenarios de saneamiento y recuperación del río, analizando contextos acordes con la variación en las condiciones de la corriente esperadas y la aplicación de planes de saneamiento básico, a la Cuenca Media del Río Tunjuelo (Bedoya, 2007)
- Modelación integrada del sistema de drenaje – PTAR – río de la ciudad de Bogotá. Escenarios de control regional, En esta tesis se describe el desarrollo conceptual e implementación de un modelo integrado del sistema de drenaje de la ciudad de Bogotá, así como la simulación de siete escenarios de control regional del agua combinada de la ciudad, a partir de dicho modelo. El modelo propuesto ha sido desarrollado por componentes, usando información secundaria, recopilada a partir de un análisis detallado de la literatura y estudios existentes. Los escenarios simulados reflejan la necesidad de aplicar un tratamiento avanzado en las PTAR Salitre y Canoas. (Gonzalez, 2011)
- Modelación de la calidad del agua en el interceptor río Bogotá en los tramos Fucha-Tunjuelo – Canoas, En esta investigación se encontró que la condición de ahogamiento que se presenta a la entrada del IRB a la PTAR El Salitre produce una disminución en las velocidades del flujo y un aumento de la sedimentación. Adicionalmente, se encontró que se genera un aumento en el riesgo de accidentalidad por los altos niveles de explosividad y la presencia de gases volátiles, también se pudo establecer la gran recuperación que tiene el río cuando se suprimen los vertimientos del Fucha y del Tunjuelo, siendo el río Bogotá capaz

de descomponer las cargas contaminantes que trae desde la PTAR El Salitre en algunos casos hasta en un 90% (Díaz Merchán, 2004)

Además de las investigaciones desarrolladas en los últimos años, Bogotá, mediante su normativa, busca establecer pautas para la regulación de los vertimientos y al uso adecuado del recurso hídrico, con el fin de preservar la calidad de los ríos receptores y mejorando a su vez la calidad de vida de la población. Sin embargo, aunque a partir de estas investigaciones se han logrado avances en materia de recuperación de la cuenca, la perspectiva individual en la que se aborda la problemática ha dificultado alcanzar las metas propuestas en cada uno de los proyectos realizados.

Actualmente la ciudad de Bogotá ha planteado una serie de alternativas para sanear el río Bogotá, entre las que se encuentra la construcción de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR Canoas), la cual requiere la construcción de una serie de interceptores para que recojan las aguas residuales de la ciudad de Bogotá y del municipio de Soacha. Para el caso del río Tunjuelo el plan de saneamiento contempla el funcionamiento de los interceptores Tunjuelo Ato, medio y bajo, pretendiendo que los actuales vertimientos se conecten a estos con el fin de conducir las aguas residuales a la PTAR Canoas; así mismo pretende sanear las quebradas afluentes del río Tunjuelo construyendo interceptores paralelos a las mismas, para que estas tampoco aporten carga contaminante al mismo.

En cuanto al río Tunjuelo se conoce que nace en la laguna de los Tunjos o laguna Chisacá en cercanías del páramo de Sumapaz a una altura aproximada de 3800 metros sobre el nivel del mar, a partir de tres cauces mayores relativamente paralelos que fluyen en dirección predominante del sur hacia el norte, el cauce del páramo de Sumapaz y los ríos Mugroso y Chisacá, que al unirse forma el río Tunjuelo, el cual continua en similar dirección hasta la parte baja donde gira en dirección al occidente hasta desembocar al río Bogotá a una cota aproximada de 2510 msnm, recorriendo una distancia total de cerca de 53 Km. Drena un área aproximada de 390 Km<sup>2</sup> más que las otras cuencas de los ríos de la ciudad, la influencia de su ronda hidráulica cubre más de 2.000.000 de personas (un tercio de la población de Bogotá), por lo tanto se convierte en una cuenca estratégica para el desarrollo de la ciudad y para el proceso de saneamiento y descontaminación del mismo río Bogotá.

De acuerdo con (Bedoya, 2007) a lo largo de su cauce pueden distinguirse tres secciones bien definidas en cuanto a su topografía y drenaje así:

## **1.1 Cuenca Alta**

La cuenca alta del río se considera entre su nacimiento y el embalse de La Regadera. Presenta una pendiente muy pronunciada, propia de los ríos de montaña que oscila entre el 15% y el 3% y hasta este sitio tiene una extensión del orden de 161 km<sup>2</sup>. El drenaje de este sector es rápido en razón a sus las altas pendientes y los alineamientos relativamente rectos. En este sector del río, aún no se presenta mayor contaminación en el cuerpo de agua, toda vez que no son muchos los asentamientos humanos en la zona.

## **1.2 Cuenca Media**

Sección comprendida entre el embalse de La Regadera y el embalse denominado Cantarrana (5 km aguas abajo de Usme). La pendiente promedio en este sector es del orden de 3%, que aunque menor que la anterior, es aún suficiente para garantizar un buen drenaje. El área de la cuenca hasta el sitio de Cantarrana es de 267 km<sup>2</sup>.

## **1.3 Cuenca Baja o sector inferior del río**

Sección comprendida entre el sitio donde se ubica el embalse seco denominado Cantarrana y el río Bogotá, y está constituido por dos zonas; una alta (sector Cantarrana - La Fiscala) donde el río aún presenta pendientes superiores al 1% y capacidad adecuada para evacuar grandes crecientes, y una zona baja con pendientes del orden del 0.05% y por consiguiente con un drenaje deficiente. Este último es el sector La Fiscala- La Tolosa- Bosa- Río Bogotá. En su trayecto el río cruza la avenida Boyacá en dos puntos uno a la entrada del relleno sanitario de Doña Juana y el segundo en el puente que limita el Barrio San Benito y el Tunal. Es en esta zona dónde el río Tunjuelo entra a la ciudad y empiezan a presentarse vertimientos de aguas residuales al río.

## **1.4 Componentes del plan de saneamiento del río Tunjuelo**

La entidad encargada en la ciudad de llevar a cabo la implementación del plan de saneamiento del río Tunjuelo es la Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá, EAB –ESP. Para cumplir con el plan de saneamiento de la ciudad la empresa ha construido una serie de interceptores de aguas residuales con el fin de evitar que el río Tunjuelo se contamine, a continuación se presentan los principales componentes que ha implementado la EAB con el fin de sanear la cuenca del río Tunjuelo (Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P., 2014):

### **1.4.1 Interceptor Tunjuelo Alto Derecho**

El Interceptor Tunjuelo Alto Derecho (ITAD) se desarrolla en general paralelo al río Tunjuelo por su margen derecha, en una longitud aproximada de 10 kilómetros, desde la cabecera alta de la localidad Usme, hasta su entrega al interceptor Tunjuelo Medio, en inmediaciones de la Escuela de Artillería.

El Interceptor Tunjuelo Alto Derecho tiene como función captar las aguas residuales de la parte alta de la cuenca del Tunjuelo, drena principalmente los barrios circundantes pertenecientes a la localidad de Usme entre los cuales se destacan: casco urbano de Usme, El Oasis, La Lira, Brazuelos, Santa Inés Monteblanco, predios Cantarrana, Quintas de Granada, La Aurora, La Picota, La Escuela de Artillería y Abraham Lincoln.

Se construyó a zanja abierta en tubería GRP de diámetros entre 600 milímetros y mil 600 milímetros.

Con su construcción se busca el drenaje de un área de dos mil 649 hectáreas de la parte alta de la cuenca del río Tunjuelo por la margen derecha y beneficia a una población de aproximadamente un millón 215.000 habitantes.

### **1.4.2 Interceptor Tunjuelo Alto Izquierdo**

El Interceptor Tunjuelo Alto Izquierdo (ITAI) corresponde al sistema troncal sanitario de la cuenca alta de Ciudad Bolívar. Recibe las descargas sanitarias producidas por los desarrollos ubicados en las cuencas de las quebradas El Infierno, Zanjón del Recuerdo y La Trompeta, cuyos interceptores drenan un vasto sector urbano de Ciudad Bolívar; desde los barrios El Recuerdo Sur Parte Alta hasta la Av. Boyacá, en inmediaciones del Barrio Monterrey y los ubicados en la zona aferente sector conocido como el Camino del Mochuelo.

El interceptor se construyó con el fin de eliminar las descargas de aguas sanitarias al cauce de la quebrada La Trompeta, afluente del Río Tunjuelo en la cuenca alta, y conducir las a la red de colectores troncales existentes en la cuenca del Tunjuelo.

El Interceptor Tunjuelo Alto Izquierdo, corresponde a un sistema principal de alcantarillado sanitario, proyectado en tubería de Concreto Reforzado de 36 pulgadas de diámetro, a excepción del tramo final el cual se proyectó en dos tuberías de 24 pulgadas de GRP, protegidas con cárcamo, para poder salvar las interferencias con los sistemas de aguas lluvias existente y proyectado. Tiene una longitud de 880 metros, 15 cámaras de unión e inspección, de las cuales 4 reciben colectores afluentes, construidos o proyectados.

### **1.4.3 Interceptor Tunjuelo Medio**

El trazado del Interceptor Tunjuelo Medio (ITM) inicia a la altura de la avenida Boyacá y entrega aguas abajo de la estructura del embalse 3 del río Tunjuelo (Av. Ciudad de Villavicencio) al interceptor del Tunjuelo Bajo.

El Interceptor Tunjuelo Medio Etapa I, se encuentra construido hace aproximadamente 20 años. Tunjuelo Medio Etapa II corresponde a una conducción paralela al interceptor Tunjuelo Medio existente Etapa I, de diámetro igual a 2.45 metros que conducirá, junto con el interceptor Tunjuelo medio ya construido, los caudales sanitarios que se generen en la cuenca alta y media, drenando un área total de 6.650 hectáreas y beneficiando a una población de un millón 310.000 habitantes.

#### **1.4.4 Interceptor Tunjuelo Bajo**

El interceptor Tunjuelo Bajo (ITB) se localiza en la zona suroccidental de la ciudad de Bogotá, en la parte baja de la cuenca del Río Tunjuelo. Ocupa predios de las localidades de Kennedy y Bosa, con áreas tributarias de las localidades de Usme y Ciudad Bolívar y del Municipio de Soacha.

El ITB permitirá el drenaje de las aguas servidas de un área total de diez mil 425 hectáreas, de las cuales seis mil 650 corresponden al aporte del interceptor Tunjuelo Medio y las tres mil 775 restantes las recoge el ITB a lo largo de su recorrido, al captar las redes de aguas residuales y proyectadas entre 8 pulgadas y 1.50 metros de diámetro; de estas últimas mil 730 hectáreas provienen del drenaje del municipio de Soacha.

La obra consiste en la construcción de la conducción de las aguas residuales en túnel, con diámetro interno de 2.70 metros y 2.45 metros y una longitud aproximada de 8.32 kilómetros, que tiene lugar entre la descarga del interceptor Tunjuelo Medio y la descarga del interceptor Fucha – Tunjuelo, localizado en la margen izquierda del río Tunjuelo cerca de su desembocadura en el río Bogotá. Igualmente, el proyecto comprende la construcción de las manijas, estructuras, interceptores y conexiones necesarias con el objeto de recibir las redes del alcantarillado existentes y proyectadas en el interceptor Tunjuelo Bajo.

#### **1.4.5 Interceptor Tunjuelo-Canoas**

El interceptor Tunjuelo - Canoas (ITC) es el emisario final del sistema de alcantarillado de las cuencas del Fucha, Tintal, Tunjuelo y del municipio de Soacha. Tiene como función conducir sus aguas residuales hacia la futura planta de tratamiento de Canoas.

Se proyecta en una longitud de más de 11 kilómetros aproximadamente desde el río Tunjuelo hasta su entrega directa al río Bogotá.

Se construirá en túnel con revestimiento en concreto y diámetro interno de 4,2 metros. Con su construcción se busca el drenaje de un área de 28 mil 909 hectáreas y beneficia a una población de aproximadamente cuatro millones 700 mil habitantes.

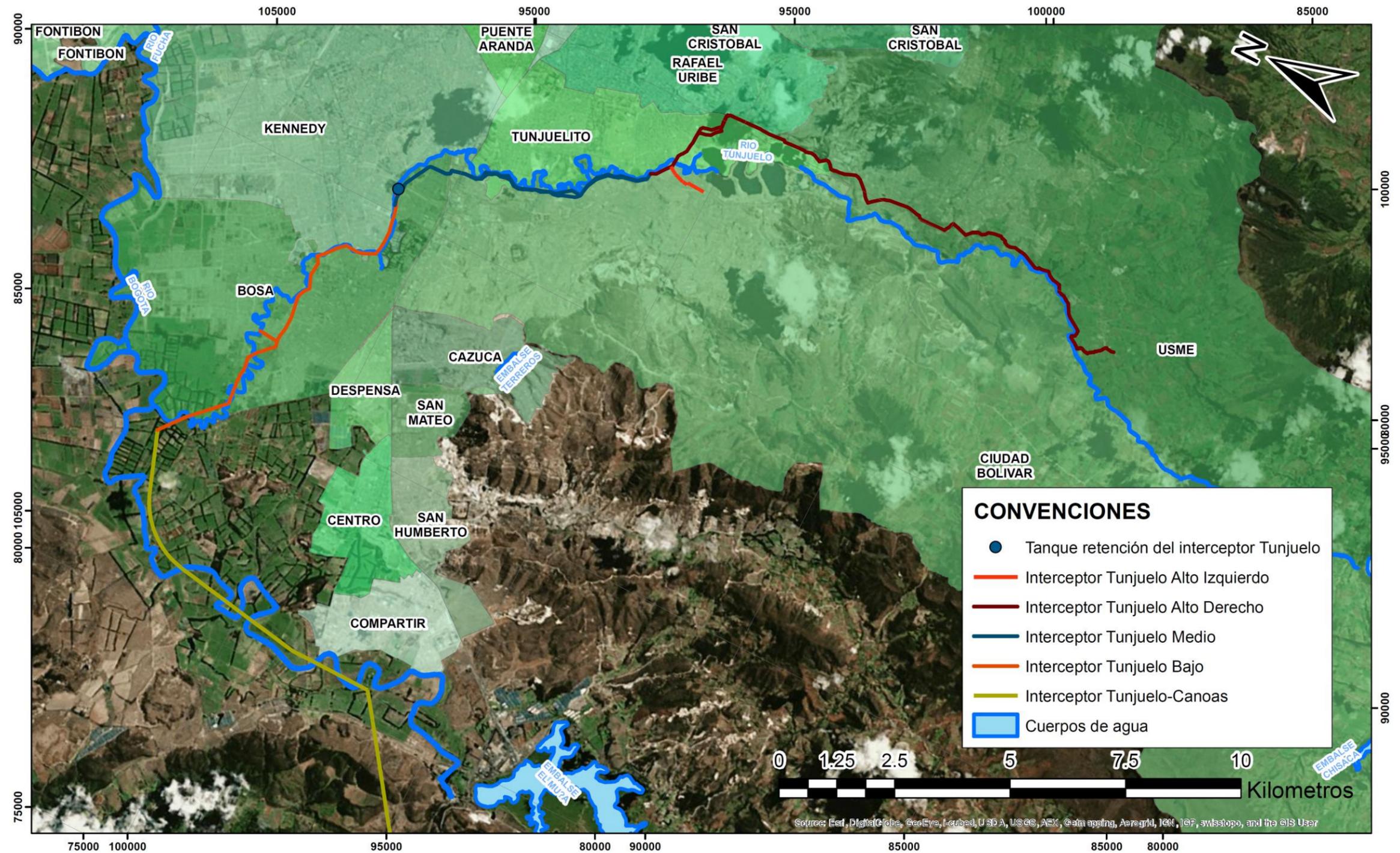
### **1.4.6 Tanque de Retención Tunjuelo Medio**

Esta estructura está prevista para retener temporalmente los caudales de las conexiones erradas de aguas lluvias que transitan por los interceptores del Tunjuelo Medio.

La obra trae como beneficio la reducción de los costos de infraestructura aguas abajo del interceptor Tunjuelo Medio, por cuanto al amortiguar los caudales de conexiones erradas, se disminuyen los caudales a transportar por el interceptor Tunjuelo Bajo y Tunjuelo Canoas disminuyendo por tanto los diámetros de la conducción.

En la Figura 1-1 se presenta la localización de la red troncal sanitaria de la cuenca del río Tunjuelo.

## RED TRONCAL SANITARIA DE LA CUENCA DEL RÍO TUNJUELO



Fuente: Elaboración propia

Figura 1-1 Localización de los interceptores troncales sanitarios de la cuenca del río Tunjuelo

### **1.4.7 Estudios y diseños de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR Canoas**

Los estudios hasta ahora realizados indican que la mejor ubicación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales PTAR Canoas se encuentra en el predio denominado Canoas, ubicado en el municipio de Soacha, zona destinada para este fin en el Plan de Ordenamiento Territorial, POT.

La ubicación también se basa en la necesidad de los caudales de aguas residuales generados por Bogotá para la generación de energía, teniendo en cuenta la concesión existente de las aguas otorgadas por la Corporación Autónoma Regional (CAR) a la Empresa Generadora y Comercializadora de Energía, Emgesa.

La PTAR Canoas es concebida hasta el momento por etapas, lo cual, de ser así, permitiría viabilizar económicamente su construcción y adicionalmente conocer el comportamiento y recuperación real del río Bogotá ante la calidad del vertimiento generado.

En las etapas estudiadas se proyecta inicialmente un tratamiento primario químicamente asistido, con remoción del 50 por ciento de carga orgánica y 70 por ciento de material en suspensión. El tratamiento secundario con una remoción entre 80-85 por ciento, que asegure un efluente con concentraciones de 30 miligramos por litro, más desinfección para la remoción de coliformes. El tratamiento terciario consiste en remover nutrientes y la fracción remanente de carbono.

Lo anterior permite proyectar una PTAR Canoas con capacidad de 14 metros cúbicos por segundo –en caudal medio- con capacidad de tratar un caudal pico de hasta 28 metros cúbicos por segundos en cortos períodos, en el proceso de saneamiento del Río Bogotá.

## 1.5 Estado actual de la cuenca del río Tunjuelo

Según lo describe la EAB – ESP (Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P., 2006) en el Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos – PSMV presentado a la autoridad ambiental, este es el estado de la cuenca del río Tunjuelo:

La cuenca urbana de drenaje del río Tunjuelo es la más pobre en infraestructura sanitaria troncal y secundaria, por lo cual su cauce recibe las aguas residuales de la totalidad de los barrios ubicados en su vertiente sur, entre Usme y Bosa, y de la mayor parte de los barrios de la localidad de San Cristóbal, Usme y Ciudad Bolívar, ya sea por vertimiento directo o a través de las quebradas o zanjas que drenan tales barrios como: Yomasa, Santa Librada, Chiguaza, Quiba y Limas, entre otros. Además recibe los lixiviados del relleno sanitario de Doña Juana.

Las redes sanitarias de esta zona drenan por la cuenca del río Tunjuelo para desembocar en el río Bogotá; la cuenca cuenta con dos sistemas de alcantarillado (combinado y separado) con una longitud de 1.371 km de redes existentes hasta el momento. El sistema de alcantarillado combinado tiene 135 km de redes de alcantarillado (7 km de interceptores, 16 km de colectores y 113 km de redes menores). El sistema de alcantarillado pluvial cuenta con 302 km de redes de alcantarillado, (37 km de interceptores, 96 km de colectores y 169 km de redes menores). El sistema de alcantarillado sanitario tiene 934 km de redes de alcantarillado, (40 km de interceptores, 165 km de colectores y 728 km de redes menores). (Estudio de actualización del plan maestro de alcantarillado de la cuenca Tunjuelo).

Como su crecimiento se ha dado especialmente en los últimos años, todavía no cuenta con una buena infraestructura de alcantarillado, teniendo en cuenta que en la década de los 80's se construyó el interceptor Tunjuelo Medio, el cual inicia aproximadamente a la altura de la avenida Boyacá para entregar sus aguas debajo de la estructura de embalse 3. En la actualidad se están diseñando sistemas separados, entre los cuales está el Interceptor Tunjuelo Alto Derecho, obra finalizada en septiembre de 2006, el cual inicia en la calle 135 sur con Tunjuelo y se conecta al Interceptor Tunjuelo Alto Derecho II que llega a la carrera 12 con la quebrada Chiguaza..

## 1.6 Volumen mensual de agua vertida en la cuenca del río Tunjuelo

Esta cuenca está dividida en cuatro tramos, con un total de cincuenta (50) puntos de vertimiento, debidamente identificados. En la Tabla 1-1 se presenta el volumen de agua vertida en cada uno de los tramos en los que se divide el río Tunjuelo según el PSMV.

**Tabla 1-1. Volumen mensual de agua vertida, cuenca Tunjuelo**

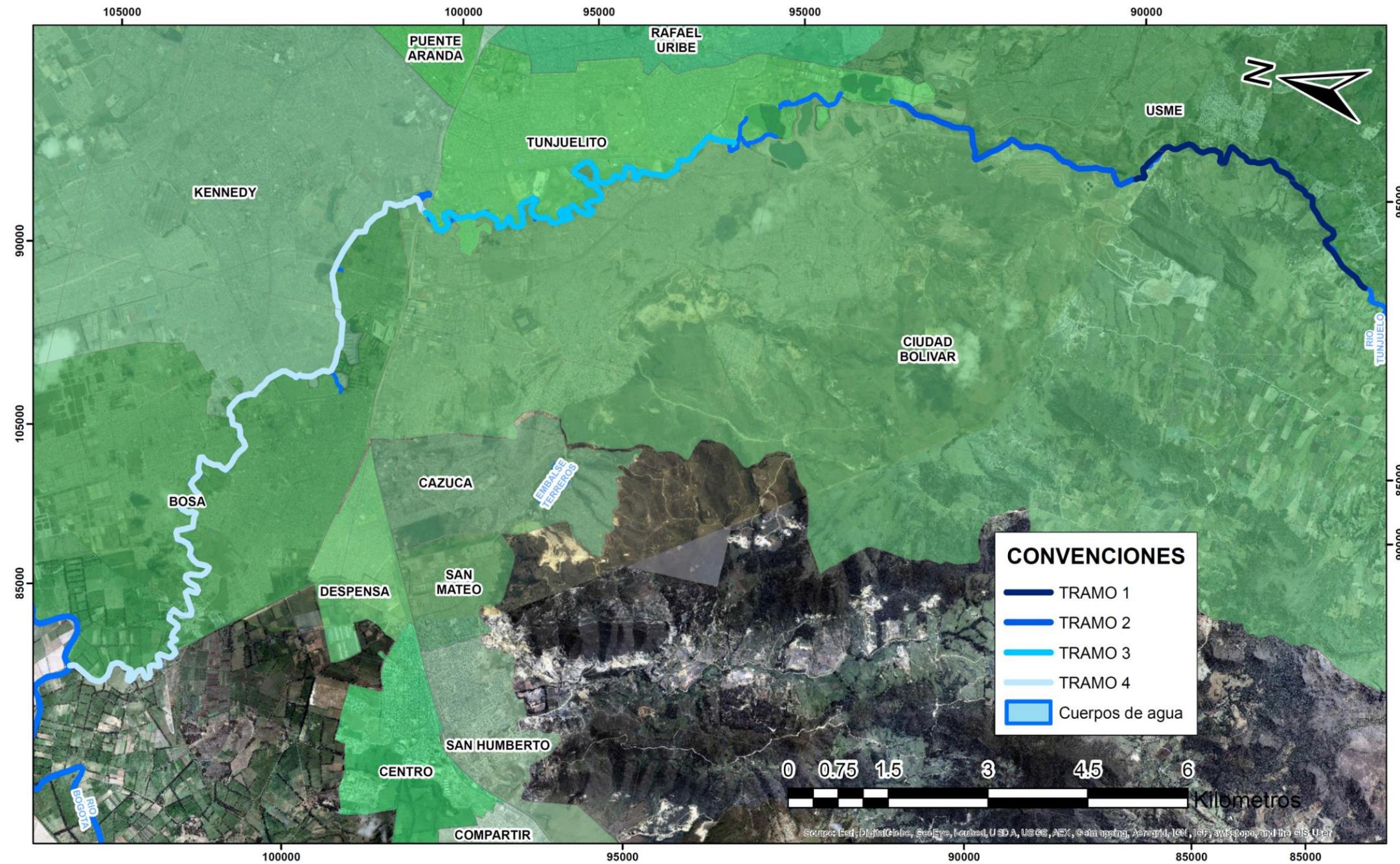
TRAMOS		Número de descargas por Tramo	Volumen por Mes (m <sup>3</sup> /mes)
1	TRAMO 1 (Entrada perímetro urbano hasta desembocadura Quebrada Yomasa)	3	78.206
2	TRAMO 2 (Desembocadura Quebrada Yomasa hasta Avenida Boyacá)	3	222.582
3	TRAMO 3 (Avenida Boyacá hasta Autopista Sur)	8	535.875
4	TRAMO 4 (Autopista Sur hasta desembocadura río Tunjuelo)	36	4'971.045
<b>TOTAL CUENCA</b>			<b>5'807.708</b>

Fuente: (Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P., 2006)

De acuerdo con los datos de la tabla anterior, el tramo 4 incide el 81% en el volumen mensual descargado a la cuenca, catalogándolo de esta manera, como el de mayor impacto; de igual forma presenta la mayor cantidad de puntos de vertimientos (36 puntos), de los cuales el de la carrera 78 F calle 58 D sur, es el de mayor aporte en volumen (350.698 m<sup>3</sup>/mes) seguido por el de la calle 60 sur con carrera 20 Bosa, (259200 m<sup>3</sup>/mes).

En la Figura 1-2 se presentan los tramos del río Tunjuelo definidos por el PSMV.

### TRAMOS DEL RÍO TUNJUELO DEFINIDOS POR EL PSMV

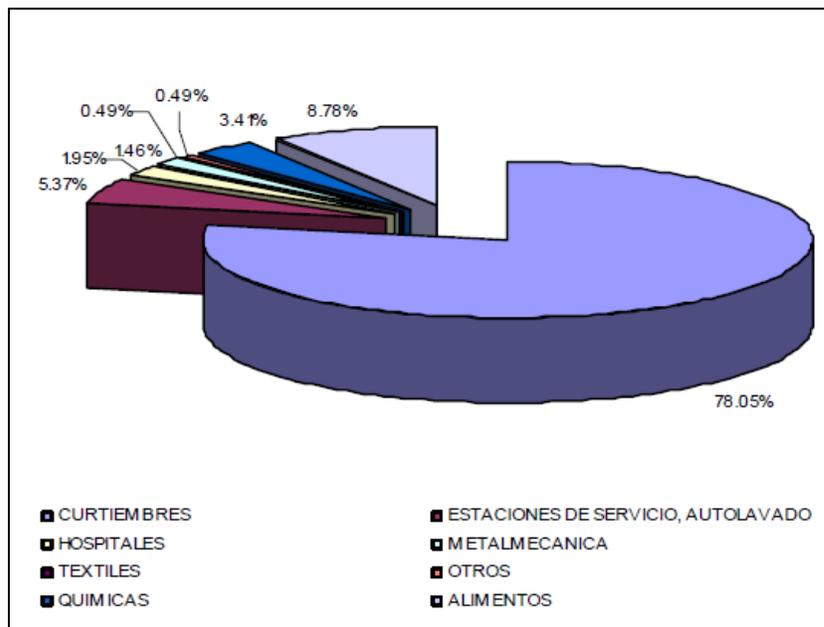


Fuente: Elaboración propia

Figura 1-2 Localización de los tramos del río Tunjuelo definidos por el Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos

## 1.7 Identificación de sectores industriales o industrias significativas conectadas a la red de alcantarillado de la EAB

Según el Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos (PSMV) presentado por la EAB a la autoridad ambiental en 2006 (Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P., 2006), se evaluó el sector productivo en siete (7) localidades: Bosa, Ciudad Bolívar, Kennedy, San Cristóbal, Tunjuelito, Usme y Rafael Uribe; se analizaron 205 industrias y/o establecimientos, de los cuales el 81.95 % se encuentran en Tunjuelito y 7.8 % en Kennedy. En la Figura 1-3 se puede observar el grado de participación de los sectores económicos de la cuenca:



**Figura 1-3 Porcentaje de participación económica de sectores productivos de la cuenca del río Tunjuelo**

Fuente: EAB E.S.P (2006). Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos de Bogotá, Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá, Gerencia Ambiental.

A diferencia de las otras cuencas que drenan al río Bogotá, al evaluar los sectores productivos, se observó que el de mayor incidencia es el sector de las curtiembres (78.05%), luego con un porcentaje mucho menor, Alimentos (8.78 %), seguido del sector Estaciones de Servicio (5.37%).

## 1.8 Conexiones erradas en la cuenca del río Tunjuelo

De acuerdo con el PSMV realizado por la EAAB para la autoridad ambiental (Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P., 2006), se dividió la cuenca del río Tunjuelo en 4 tramos delimitados así:

- Tramo 1: Entrada del perímetro urbano, hasta la desembocadura quebrada Yomasa.
- Tramo 2: Desembocadura quebrada Yomasa, hasta Avenida Boyacá.
- Tramo 3: Avenida Boyacá hasta Autopista Sur.
- Tramo 4: Autopista Sur hasta desembocadura del río Tunjuelo.

Para cada uno de estos tramos el PSMV (Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P., 2006) realiza la siguiente descripción:

Los Tramos 1 y 2, proyectados como sistema separado, se caracterizaron tres (3) puntos de vertimiento para el Tramo1 y tres (3) para el Tamo 2, pertenece a un sector rural con aparición de barrios subnormales; recibe aportes en su mayoría de aguas servidas de los barrios altos de la localidad de Usme, especialmente las descargas de las quebradas Fucha y Yomasa. De igual manera recibe los lixiviados del relleno sanitario Doña Juana, aportes por reboce de pozos de inspección (Ver Figura 1-4) y efluentes de las canteras explotadas cerca de la ronda del río, que generan grandes cantidades de sólidos.



**Figura 1-4 Cuenca Tunjuelo, Tramo 2 (a. Descarga de Lixiviados Doña Juana; b. Calle 73 Sur con Transv 6ª, Escuela Tenerife)**

Fuente: EAB E.S.P., E. d. (2006). Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos de Bogotá, Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá, Gerencia Ambiental.

Desde el Tramo 1 se observa que la calidad del cuerpo de agua es regular; la carga vertida en el tramo representa solo el 1,1% en DBO5 y 0,5% en SST de la carga total vertida al río; mientras que en el Tramo 2, se observa mayor deterioro de la calidad del cuerpo de agua, y la carga vertida en el tramo representa solo el 3,0% de DBO5 y 1,2% de SST de la carga total vertida al río Tunjuelo.

En el tramo 3 proyectado como sistema separado, se identificaron ocho (8) puntos de vertimiento, es el tramo más densamente poblado; presenta uno de los mayores desarrollos subnormales de Bogotá, predominando los estratos 1 y 2. Igualmente hay presencia de areneras que aportan gran cantidad de carga contaminante especialmente sedimentos.

Entre las obras estructurales realizadas por la Empresa, está el Interceptor Tunjuelo Medio existente, donde descargan las aguas servidas domésticas e industriales provenientes del sector de curtiembres de San Benito. De la misma manera se reciben las descargas de las quebradas y vertimientos directos de los barrios en desarrollo del sector de Ciudad Bolívar y Tunjuelito. Dentro de los puntos de vertimiento caracterizados se encuentran el del predio de la EAB., el primero ubicado al costado Norte de la Avenida Gaitán y el segundo ubicado atrás del Parque Empresarial OPAN (Ver Figura 1-5).



**Figura 1-5 Cuenca Tunjuelo, Tramo 3 (a. Predio EAB., costado norte Avenida Gaitán; b. Detrás Parque Empresarial OPAN)**

Fuente: EAB E.S.P., E. d. (2006). Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos de Bogotá, Empresa de Acueducto, Alcantarillado y aseo de Bogotá, Gerencia Ambiental.

La calidad visual del cuerpo en este tramo es regular, la carga vertida en el tramo representa solo el 5,8% en DBO5 y 7,2% en SST de la carga total vertida al río Tunjuelo.

El tramo 4, proyectado como sistema separado, es el sector con mayor número de descargas directas de agua residual al río (36 puntos), las cuales provienen de aguas servidas producto del crecimiento poblacional, además de las descargas del sector industrial del Sur; todo éste es un sector en proceso de desarrollo.

Como puntos de vertimiento característicos de esta zona, se evidencian los ubicados en la carrera 77 H con calle 58 C sur, en la carrera 87 con calle 57 H sur y el de la Estación de Bombeo Gran Colombiano, los cuales presentan un alto grado de contaminación.

## **1.9 Calidad del agua del río Tunjuelo**

Según describe (Bedoya, 2007), el río Tunjuelo en su recorrido por la ciudad es un cauce natural abierto, en gran parte deteriorado por la actividad de las gravilleras. Su cuenca urbana de drenaje es la más pobre en infraestructura sanitaria, por lo cual su cauce recibe las aguas negras de la totalidad de los barrios ubicados en su vertiente sur, entre Usme y Bosa, y de la mayor parte de los barrios de las localidades de San Cristóbal, Usme y Ciudad Bolívar, ya sea por vertimiento directo o a través de las quebradas o zanjas que drenan a través de tales barrios, como son: Yomasa, Santa Librada, Chiguaza, Quiba y Limas, entre otras. También recibe los lixiviados del Relleno Sanitario de Doña Juana. Recientemente la EAB terminó de construir una parte del interceptor Medio del Tunjuelo, que sirve el área de Ciudad Bolívar.

La contaminación del río Tunjuelo se hace progresivamente más fuerte en la medida en que recibe nuevos volúmenes de aguas negras, desde Usme hasta su desembocadura. En la actualidad, la DBO media de los muestreos en su desembocadura es de 115 mg/L, en condiciones prácticamente anóxicas (0.08 mg/L-OD promedio), (Bedoya, 2007)

## 1.10 Fuentes de Contaminación

De acuerdo con (Bedoya, 2007), Las fuentes de contaminación hídrica se pueden reducir a tres: las descargas de aguas domésticas, los vertimientos industriales y los arrastres de la escorrentía superficial. En la Tabla 1-2 se presenta el resumen de las principales fuentes de contaminación del río Tunjuelo según (Bedoya, 2007).

**Tabla 1-2 Fuentes de contaminación del río Tunjuelo según (Bedoya, 2007)**

Fuente de contaminación	Descripción
<b>Aguas negras domésticas</b>	Responsables de la mitad de la contaminación orgánica de la cuenca, aportando 254,7 Toneladas de OD por día de un total de 467,4 Tonelada de OD por día que se generan en la cuenca (54%). Están compuestas por sustancias químicas minerales, como metales pesados y sales vertidas directamente o resultantes de los procesos de descomposición de la materia orgánica contenida en el agua; y las sustancias químicas orgánicas como los detergentes, aceites y grasas, fenoles y otros similares. La contaminación por aguas residuales domésticas genera una fuerte concentración bacteriológica y una reducción del oxígeno disuelto, por lo cual constituye una amenaza para la salud pública, disminuye o elimina la vida acuática, especialmente peces y crustáceos, constriñe o elimina otros usos posibles del agua (navegación, riego de cultivos y pastos, recreación) y deteriora seriamente los paisajes.
<b>Aguas residuales industriales</b>	Generan una DBO de 212.6 toneladas por día, equivalente al 46% de la carga orgánica total que produce la cuenca. Y son responsables de la contaminación por metales pesados, fenoles, aceites y grasas. Una fuente importante de contaminación química del río Tunjuelo es la conformada por el vertimiento de los lixiviados de Relleno Sanitario Doña Juana. Sin embargo, el relleno cuenta con su propia planta de tratamiento para sus lixiviados, los cuales contienen una alta carga de DBO5 y DQO. Los contaminantes químicos inorgánicos resultan generalmente de los procesos de fabricación, transporte y uso de diversos productos industriales.
<b>Aguas de escorrentía superficial</b>	Proviene de materiales tales como arcillas, gravillas y otros, los cuales provienen generalmente de la erosión de las vertientes y lechos fluviales, de la explotación de las canteras, gravilleras e industrias ladrilleras de la construcción y mantenimiento de las vías, de la basura depositada en las calles y plazas, de las actividades domésticas y de la industria. Como en el caso de la contaminación química, existe un aporte de contaminación física de color, especialmente por los lixiviados provenientes del relleno de Doña Juana, en una magnitud no establecida actualmente.



## **2. Estado del arte de la modelación de la calidad del agua**

### **2.1 Conceptos de modelación**

Los modelos de calidad de aguas tienen por finalidad determinar las nuevas concentraciones de contaminantes del cuerpo de agua en cada punto y a lo largo de zonas de interés, cuando las condiciones de modificación y el estado primitivo son conocidas.

De acuerdo con lo anterior, se puede inferir que un modelo de simulación es la herramienta adecuada para la predicción del comportamiento de la calidad del agua en un río u otro cuerpo de agua, correspondiendo a un conjunto de expresiones matemáticas definir los procesos físicos, biológicos y químicos que tienen lugar en este medio. Estas ecuaciones están basadas fundamentalmente en la conservación de la masa y/o energía, de tal forma que existen fenómenos como: a) ingreso de contaminantes al cuerpo de agua desde el exterior del sistema, b) transporte y las reacciones en el cuerpo de agua (Campillo, Betancur, & García, 2011). El transporte puede ser por advección y/o dispersión, dependerá de las características hidrológicas e hidrodinámicas del cuerpo de agua. (Bedoya, 2007)

La confiabilidad de un modelo de calidad de aguas se basa primordialmente en que haga una buena predicción de las condiciones de los diversos parámetros de calidad que se estén modelando, así como en reproducir aceptablemente las condiciones actuales. Los procesos fundamentales que rigen la calidad del agua de un cuerpo acuático, ya sean lacustres o fluviales, son los hidrológicos, térmicos y bioquímicos. Los procesos hidrológicos deben entenderse, como aquellos exclusivamente relativos a la hidrología del cuerpo de agua, como aquellos referidos al comportamiento hidrodinámico. (Bedoya, 2007).

De acuerdo con (Bedoya, 2007), el objetivo primario del desarrollo de cualquier modelo de calidad del agua, es producir una herramienta que tenga la capacidad de simular el comportamiento de los componentes hidrológicos y de calidad de un cuerpo de agua. El desarrollo de esta herramienta para simular el comportamiento del prototipo, se hace aplicando un modelo matemático, producto de tres fases generales:

1. Representación conceptual.
2. Representación funcional.
3. Representación computacional.

La representación conceptual comprende una idealización gráfica del prototipo, considera la descripción de las propiedades geométricas que van a ser modeladas y la identificación de las condiciones de borde e interrelación entre las partes del prototipo. Normalmente, este proceso impone divisiones del prototipo en elementos discretos de un tamaño compatible con los objetivos que el modelo debe servir, estos elementos se definen de acuerdo a algunas simples reglas geométricas, y se diseña el modo por el cual serán conectados tanto física como funcionalmente para ser parte integrante de un todo.

Una parte de esta estructuración es la designación de aquellas condiciones de borde a ser consideradas en la simulación. La representación funcional vincula las características físicas, procesos, y condiciones de borde en conjuntos de ecuaciones matemáticas. Esto implica la definición precisa de cada variable y sus relaciones con todos los otros parámetros que caracterizan el modelo (sus relaciones de entrada-salida). (Bedoya, 2007)

La representación computacional es el proceso por el cual, el modelo funcional es traducido a fórmulas matemáticas y procedimientos computacionales requeridos para la solución del problema (Bedoya, 2007).

### **2.1.1 Autodepuración en cauces naturales**

De acuerdo con (Rueda, 2005), al conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que experimenta el agua se le denomina ciclo integral del agua, desde que un río se interviene para, por ejemplo, embalsar agua y garantizar el consumo de agua de una población, hasta

que es retornada nuevamente a un sistema natural, el cual se adapta a la perturbación inducida por el vertimiento.

Los sistemas naturales tienen la capacidad de modificar la composición o calidad del agua que reciben eliminando contaminantes; este proceso es conocido como autodepuración o auto purificación. El tratamiento de las aguas residuales de origen doméstico o industrial, se basa en los procesos de autopurificación de los cuerpos de agua. La tecnología replica estos procesos naturales a través de mecanismos artificiales para lograr disminuir el grado de contaminación de los cuerpos de agua. Estos procesos son relativamente recientes e inicialmente se consideraban necesarios cuando la capacidad de autopurificación del cuerpo de agua receptor era excedida. Sin embargo, en la actualidad se considera que cualquier efluente de agua residual necesita un mínimo de tratamiento, sin importar la capacidad de autodepuración del río, quebrada o lago que reciba las aguas residuales (Rueda, 2005).

Para determinar el estado o la calidad del agua del efluente, el principal componente utilizado como parámetro indicador es el oxígeno disuelto puesto que es de gran importancia para la vida acuática y debido a los cambios significativos en su concentración producidos aguas abajo del punto de vertido (Rueda, 2005).

Desde hace varias décadas, los vertimientos de aguas residuales han traído un problema de contaminación que consiste en la disminución de la concentración de oxígeno disuelto, lo cual trae consigo el progreso de la oxidación de la materia orgánica. De igual forma se ha detectado que el proceso de oxidación de la materia orgánica es lento por lo que no es posible la eliminación de la totalidad de los residuos orgánicos en forma natural por los cuerpos de agua a través de la oxidación (Rueda, 2005).

Para determinar la variación de la concentración de oxígeno disuelto en los cuerpos de agua en diferentes escenarios se utiliza la modelación matemática de oxígeno disuelto desarrollada por (Streeter & Phelps, 1925), (e.g. (Drolc & Koncan, 1999)). Este modelo, basado en los principios de conservación de masa o balance de masa, permite establecer relaciones matemáticas entre la acción contaminante y la concentración del mismo a distintas distancias en el río, aguas abajo del punto de descarga. Lo anterior permite entender y predecir de forma cuantitativa la evolución del oxígeno disuelto y las sustancias

demandantes de oxígeno en un río, aguas abajo de un punto de descarga de agua residual, y aplicarlos a casos de estudio.

- Modelo de Streeter-Phelps

### Balances de materia orgánica.

Se establecen las siguientes suposiciones (Rueda, 2005):

- La única demanda de oxígeno existente en el agua residual es la asociada a la descomposición de la materia orgánica en el ciclo del carbono.
- Se concibe al río como una secuencia de elementos materiales de control, independientes entre sí y de volumen fijo  $V_r$  (igual al caudal circulante  $Q_r$  multiplicado por un tiempo de referencia  $t_0$ ).
- Antes de recibir la carga orgánica del vertido, estos elementos tienen una concentración de materia orgánica  $L_r$ .
- Al pasar uno de estos volúmenes de control por el punto de vertido recibe un volumen de agua  $V_w$  (igual al caudal de vertido  $Q_w$  multiplicado por el tiempo de referencia  $t_0$ ), con una concentración definida de materia orgánica  $L_w$ .
- La concentración  $L_0$ , después del vertido y suponiendo que la mezcla entre agua residual y fluvial es inmediata, será, por dilución, inferior a la concentración  $L_w$  del vertido y se establece mediante un cálculo directo del balance de materia,

$$L_0 = \frac{V_w L_w + V_r L_r}{V_r + V_w} \underset{L_r=0}{\approx} \frac{V_w}{V_0} L_w = \frac{L_w}{S} \quad (1)$$

Determinada la concentración inicial,  $L_0$ , sus cambios en cada uno de los elementos de control se producirán en virtud del balance de una serie de procesos que actúan como fuentes y sumideros de materia orgánica. Se consideran fundamentalmente dos procesos:

- Descomposición de materia orgánica por organismos heterótrofos.
- Sedimentación

$$\frac{dL}{dt} = \frac{dL}{dt}\Big|_d + \frac{dL}{dt}\Big|_s = -(k_d + k_s)L = -k_r L \Rightarrow L = L_0 e^{-k_r t} \quad (2)$$

Dónde:

- t: tiempo de recorrido (desde el punto de vertido).
- $k_d$  y  $k_s$ : constantes de primer orden de descomposición y de sedimentación.

$k_d$  se determina en laboratorio, depende del tratamiento previo al que se somete el agua residual, de la temperatura del agua y del calado de la corriente (Mills, y otros, 1985). La segunda se define en función de la velocidad de sedimentación y del calado del río así,

$$k_s = \frac{v_s}{H} \quad (3)$$

### Balance de oxígeno

La cantidad de materia orgánica que desaparece durante el proceso de descomposición en el río, indica la cantidad de oxígeno que desaparece de la columna de agua.

$$\frac{do}{dt}\Big|_d = \frac{dL}{dt}\Big|_d = -k_d L \quad (4)$$

$$\frac{do}{dt}\Big|_a = \frac{1}{V} A v_a (o_s - o) = k_a (o_s - o) \quad (5)$$

En el balance de oxígeno aguas abajo de un punto de vertimiento intervienen, además, procesos de re-oxigenación superficial o intercambio de oxígeno con la atmósfera a través de la superficie libre. La variación de la concentración de oxígeno disuelto en una masa de agua por intercambio de gases con la atmósfera se calcula utilizando una ecuación diferencial ordinaria de primer orden, en la cual el flujo de transferencia de gases se supone proporcional al déficit de oxígeno en relación a su concentración en saturación ( $O_S$ ). El nivel de oxígeno en saturación, de acuerdo con la ley de Henry, es directamente proporcional a la presión parcial de oxígeno en el aire y depende de la temperatura del agua, salinidad y la presión atmosférica. La constante de proporcionalidad o constante de

re-oxigenación depende de la temperatura, y de la velocidad y profundidad del agua, para la cual se propusieron varias expresiones, entre ellas, las ecuaciones de O'Connor y Dobbins, Churchil o la de Owens & Gibbs.

$$k_a = \frac{k_l}{H} = 3.93 \frac{U^{1/2}}{H^{3/2}} \quad (\text{O'Connor \& Dobbins, 1958})$$

$$k_a = 5.026 \frac{U}{H^{1.67}} \quad (\text{Churchill, Buckingham, \& Elmore, 1962})$$

$$k_a = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}} \quad (\text{Owens, Edwards, \& Gibbs, Some reaeration studies in streams, 1964})$$

En las que  $k_a$  está expresada en 1/día,  $U$  en m/s y  $H$  en m. Las condiciones en las que fueron derivadas y el rango de aplicación de cada una de ellas varían. Siendo los modelos de descomposición y re-oxigenación lineales y de primer orden, los cambios en oxígeno disuelto aguas abajo de un punto de vertido, se expresa así,

$$\frac{do}{dt} = \frac{do}{dt} \Big|_d + \frac{do}{dt} \Big|_a = -k_d L + k_a (o_s - o) \quad (6)$$

La concentración de oxígeno disuelto en el punto de vertido,  $o_0$ , se calcula como en las dos primeras fórmulas, mencionadas arriba, utilizando un balance de masas.

### Ecuación de streeter y phelps

La solución acoplada de las ecuaciones 2 y 6, es el modelo clásico de Streeter y Phelps,

$$L = L_0 \exp(-k_r t) \quad (7)$$

$$D = D_0 e^{-k_a t} + \frac{k_d L_0}{k_a - k_r} [e^{-k_r t} - e^{-k_a t}] \quad (8)$$

La representación gráfica del oxígeno disuelto ( $O = OS - D$ ) como función del tiempo  $t$  (o de la distancia aguas abajo de un punto de descarga  $x = U/t$ ), es una línea cóncava o en curva (conocida como la curva del oxígeno), con el mínimo localizado aguas abajo del punto de descarga. En el tramo descendente de la curva, los procesos que contribuyen a

retirar oxígeno del medio dominan sobre aquellos que contribuyen a inyectar oxígeno. En el tramo ascendente, no obstante, el sistema se encuentra dominado por los procesos que inyectan oxígeno. En el punto crítico (punto más bajo de la curva), el oxígeno disuelto es mínimo, y las fuentes y sumideros (que contribuyen a retirar oxígeno del medio) se hacen iguales de forma que la variación de la concentración de oxígeno con la distancia se hace cero. La localización del punto crítico y el déficit de oxígeno en este punto determinan la expresión e intensidad del impacto, y se calculan de la siguiente forma:

$$t_c = \frac{1}{k_a - k_r} \ln \left\{ \frac{k_a}{k_r} \left[ 1 - \frac{D_0(k_a - k_r)}{k_d L_0} \right] \right\} \quad (9)$$

$$D_c = \frac{k_d L_0}{k_a} \left\{ \frac{k_a}{k_r} \left[ 1 - \frac{D_0(k_a - k_r)}{k_d L_0} \right] \right\}^{-\frac{k_r}{k_a - k_r}} \quad (10)$$

Luego, el déficit crítico ( $D_c$ ) aumenta linealmente con la concentración inicial de materia orgánica  $L_0$ . Una reducción en esta última disminuye el déficit crítico, es decir que aumenta el nivel mínimo de oxígeno, y por lo tanto, minimiza el impacto sobre el medio acuático. Es importante resaltar entonces que, el mayor impacto de un vertimiento, no es en el punto mismo en que se produce, sino aguas abajo. Además, el déficit crítico disminuye a medida que el déficit inicial  $D_0$  disminuye, de acuerdo con lo presentado en la ecuación 10.

### 2.1.2 Modelación de DBO

De acuerdo con Díaz (2004), una de las principales fuentes de energía para los organismos heterotróficos, es la materia orgánica presente en las aguas. La materia orgánica se transforma en materia inorgánica mediante el consumo de oxígeno, liberando dióxido de carbono, el cual consumen las plantas en el proceso de fotosíntesis (Díaz Merchán, 2004).

Uno de los parámetros más importantes para la predicción de la calidad del agua es la modelación de la DBO. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) corresponde a la cantidad de oxígeno consumido en la descomposición de la materia orgánica. El decaimiento de la DBO se determina con la ecuación de decaimiento de primer orden. (Díaz Merchán, 2004)

$$\frac{dX}{dt} = -K_d L$$

Donde  $K_d$  es la tasa de descomposición de la materia orgánica y  $L$  la concentración de DBO en  $\text{mgL}^{-1}$ .

Según (Díaz Merchán, 2004), las tasas de descomposición dependen del grado de tratamiento al que se someta el agua antes de su vertimiento. Las aguas residuales sin ningún tipo de tratamiento son una mezcla de sustancias fáciles de descomponer y sustancias refractantes que toman mayor tiempo en descomponerse. La Tabla 2-1 muestra valores típicos para la tasa de descomposición según los niveles de tratamiento.

**Tabla 2-1 Valores típicos para  $K_d$  para diferentes tratamientos - Tomado de (Chapra S. C., 1997)**

TRATAMIENTO	$K_d$ (20°C)	$BOD_5/BOD_u$
Sin tratamiento	0.35 (0.20 – 0.50)	0.83
Tratamiento primario	0.2 (0.10 – 0.30)	0.63
Lodos activados	0.075 (0.05 – 0.10)	0.31

La tasa de decaimiento se calcula a partir de análisis de campo o de experimentos en laboratorios para cada tipo de agua, no obstante, los parámetros hidráulicos como caudal, radio hidráulico o profundidad promedio del tramo son útiles para determinar el valor de esta variable. (Díaz Merchán, 2004)

Otros procesos importantes en la desintegración de la materia orgánica son la actividad béntica y la sedimentación. Gran parte de la fracción de sólidos orgánicos presentes en el agua residual se elimina mediante la sedimentación, proceso que depende de la velocidad de sedimentación y se calcula en función de la profundidad. La sedimentación se puede representar mediante la siguiente ecuación. (Díaz Merchán, 2004)

$$\frac{dX}{dt} = -K_s L$$

Donde:

$$K_s = \frac{V_s}{H}$$

X: Concentración de DBO en mg/l

Vs: Velocidad de sedimentación de las partículas en m/s

H: Altura de la lámina de agua en m

La tasa de decaimiento se aplica a una temperatura de 20°C; cuando se tienen diferentes temperaturas es necesario realizar una corrección utilizando un coeficiente  $\theta$  igual a 1.047. (Díaz Merchán, 2004) La ecuación final es la siguiente

$$K_d = K_{20}\theta^{T-20}$$

### 2.1.3 Modelación de Oxígeno Disuelto

Existen diferentes procesos presentes en el transporte del agua residual que influyen en la modelación del oxígeno disuelto, los cuales se presentan a continuación de acuerdo con (Díaz Merchán, 2004).

Entre las fuentes de oxígeno están:

- Reaireación desde la atmósfera
- Oxígeno disuelto en vertimientos

Y las pérdidas de oxígeno son:

- Oxidación de residuos carbonáceos
- Oxidación de residuos que contienen nitrógeno
- Demanda de oxígeno de los sedimentos (DOS)

La solución completa del modelo de oxígeno disuelto está dada por las soluciones parciales de los procesos descritos anteriormente.

- Reaireación

El oxígeno disuelto en el agua es el factor limitante para la ocurrencia de un proceso aeróbico. El nivel de oxígeno disuelto está sujeto a varios factores, por ejemplo, en un alcantarillado como el de la ciudad de Bogotá, diseñado para funcionar por gravedad, existen caídas y estaciones de bombeo que permiten la reaireación del agua residual,

impulsando de esta forma la generación de procesos aeróbicos y disminuyendo los malos olores en el alcantarillado.

Los altos contenidos de materia orgánica disuelta y sólida en el agua residual proveen de comida a los organismos heterótrofos presentes, los cuales la degradan consumiendo el oxígeno disuelto en el agua. A medida que disminuye el oxígeno disuelto, el oxígeno atmosférico entra al agua para suplir el déficit, este fenómeno se denomina reaireación. El valor máximo del oxígeno en el agua está dado por un valor de saturación que depende de diferentes factores como la temperatura, la salinidad y la presión atmosférica del sitio.

La reaireación se expresa mediante un coeficiente de transferencia de oxígeno  $K_a$  que tiene unidades de tiempo<sup>-1</sup>. Este coeficiente ha sido calculado empíricamente para alcantarillados por gravedad. En la Tabla 2-2 se presentan algunas ecuaciones para encontrar el coeficiente de transferencia. Se aclara que los siguientes valores se usan de forma académica, pero lo más aconsejable es determinarlos en laboratorio.

**Tabla 2-2 Expresiones empíricas para la determinación del coeficiente de transferencia de oxígeno  $K_a$  en alcantarillados por gravedad. Temperatura 20 °C. - Tomado de (Hvitved-Jacobsen, 2002)**

Tasa de reaireación $K_a$	Referencia
$0.121 \cdot (u \cdot s)^{0.408} \cdot dm^{-0.66}$	Krenkel and Orlob (1962)
$0.0095 \cdot u^{0.67} \cdot dm^{-1.85}$	Owens et al. (1964)
$0.96 \cdot (1 + 0.17Fr^2) \cdot (s \cdot u)^{3/8} \cdot dm^{-1}$	Parkhurst and Pomeroy (1972)
B.u.s	Tsivoglou and Neal (1976)
$0.4 \cdot (dm / R)^{0.613} \cdot dm^{-1}$	Taghizadeh-Nasser (1986)
$0.86 \cdot (1 + 0.2Fr^2) \cdot (s \cdot u)^{3/8} \cdot dm^{-1}$	Jensen (1994)

Donde:

- Fr: Número de Froude
- u: velocidad media del flujo (m/s)
- g: aceleración gravitacional (m/s<sup>2</sup>)
- s: pendiente (m/m)
- dm: diámetro de la tubería (m)
- R: radio hidráulico (m)
- B: coeficiente dado como función de la calidad del agua y la intensidad de la mezcla

El número de Froude se calcula utilizando la fórmula

$$Fr = u \cdot g^{-0.5} \cdot dm^{0.5}$$

La constante de reaeración también debe ser corregida para temperaturas diferentes a 20°C. Para esta corrección se utiliza un coeficiente  $\theta$  igual a 1.024 (Chapra S. C., 1997)

$$K_a = K_{20} \theta^{T-20}$$

Estas ecuaciones pueden variar si el alcantarillado tiene diferentes estructuras especiales como caídas, vertederos, cajas de inspección, entre otras, ya que estas estructuras añaden turbulencia, la cual aumenta la transferencia de oxígeno al agua.

- Oxidación de la materia orgánica

La derivación de un modelo simple para explicar la descomposición de la materia orgánica como  $\text{mgL}^{-1}$  de oxígeno, es realizada por (Chapra S. C., 1997)

En este modelo la materia orgánica se denomina  $L$  y el balance para el sistema puede escribirse así

$$V \frac{dL}{dt} = -K_d VL$$

La cantidad inicial de materia orgánica es

$$L = -K_o e^{-Kdt}$$

La cantidad de oxígeno consumido durante el proceso de descomposición 'y' es igual a la diferencia entre la cantidad de materia orgánica inicial y la final

$y = L_0 - L$  y reemplazando se obtiene

$$y = L_0(1 - e^{-Kdt})$$

Donde  $y$  es igual a la DBO en  $\text{mgL}^{-1}$  y  $L_0$  la materia orgánica inicial a oxidar.

Con estas ecuaciones es posible plantear un balance de masa que describa el decaimiento del oxígeno durante la descomposición de la materia orgánica de esta forma

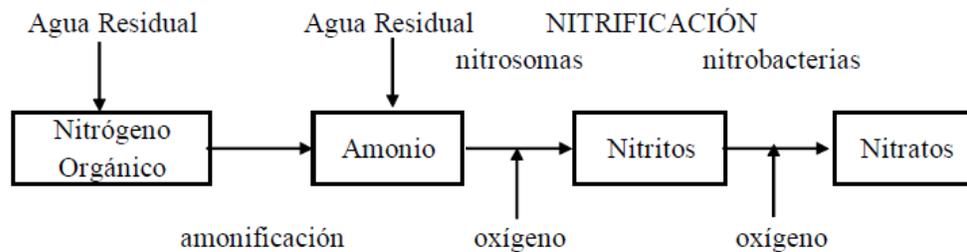
$$V \frac{dO}{dt} = -K_1 VL_0 e^{-Kdt}$$

Si se tiene un nivel inicial de oxígeno  $O_0$ , la ecuación se resuelve así

$$O = O_0 - L_0(1 - e^{-Kdt})$$

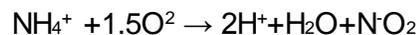
- Oxidación del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno afecta directamente el nivel de oxígeno en el agua. El nitrógeno puede ser un contaminante directo del agua por contaminación por nitratos y toxicidad del amonio y también puede ser causante de problemas como la eutrofización de cuerpos de agua.



**Figura 2-1 Ciclo del Nitrógeno (Chapra S. C., 1997)**

La Figura 2-1 describe el ciclo del nitrógeno. El paso de amonio ( $NH_4$ ) a nitrato ( $NO_3$ ) se denomina nitrificación y se compone de una serie de reacciones. La primera reacción determina el paso del ión amonio a nitrito



La segunda reacción convierte el nitrito a nitrato



El oxígeno consumido durante el proceso de nitrificación se representa así

$$r_{on} = r_{oa} + r_{oi} = 4.57gOgN^{-1}$$

Donde  $r_{oi}$  y  $r_{oa}$  es el oxígeno durante las dos etapas respectivamente y  $r_{on}$  es el oxígeno consumido durante todo el proceso de nitrificación.

- Demanda béntica de los sedimentos

La demanda de oxígeno de los sedimentos se debe a la oxidación de la materia orgánica en el fondo de estos. El agua residual tiende a formar sedimentos ricos en materia orgánica debido al tipo de material que arrastra (suelos erosionados, residuos de plantas, entre otros), esta materia orgánica sedimentada necesita oxígeno para su descomposición por lo que contribuye al decaimiento de los niveles de oxígeno disuelto del agua.

## 2.2 Modelos de calidad de agua

Es imposible no considerar la exposición constante que tienen los cuerpos de agua a recibir contaminantes de diversas fuentes, como aguas residuales domésticas, vertimientos industriales, entre otros, los cuales pueden afectar la salud pública, limitar los usos del agua, afectar la flora y la fauna de un lugar y hacer perder la armonía del paisaje (Camacho & Díaz-Granados, Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de solutos y de calidad del agua en ríos - caso río Bogotá., 2003); por esta razón se han creado los modelos de transporte y calidad del agua, los cuales han servido como una herramienta de saneamiento y para llevar a cabo estudios de recurso hídrico, que tienen como finalidad contribuir con una efectiva aplicación de técnicas para el manejo y el control de la calidad del agua (Chapra S. C., 1997).

Durante años los modelos de transporte y calidad de agua han sido utilizados para estudios de concesiones de vertimientos, diseño de infraestructura para el tratamiento de aguas residuales, capacidad asimilativa de las corrientes, y otras medidas para lograr estándares de calidad de cuerpos de agua sometidos a cargas contaminantes (Thomann & Mueller, 1987). Así mismo han sido reconocidos por su capacidad de reproducir con precisión series de datos tomados en campo, y su capacidad predictiva que han ayudado a la toma de decisiones exitosas (Camacho & Díaz-Granados, 2003).

De acuerdo con (Camacho L. A., 2013), en Colombia y otros países de la región, se requiere aplicar de forma intensiva los modelos de calidad de agua ya que se encuentra en desarrollo la construcción de las primeras fases de infraestructura de tratamiento de agua; y la aplicación de modelos de calidad de agua permitiría ahorrar enormes gastos de inversión en el tratamiento de aguas residuales, y más considerando que en algunos

países desafortunadamente ya se ha incurrido en gastos innecesarios para solucionar problemas de contaminación hídrica.

De acuerdo con lo anterior, el objetivo principal en el desarrollo de un modelo de calidad del agua es encontrar una herramienta que tenga la capacidad de representar correctamente el comportamiento de los componentes hidrológicos y la calidad del agua de una corriente. Por lo que a continuación se hará una descripción de algunos de los modelos disponibles actualmente según (Camacho L. A., 2013).

### **2.2.1 Modelo de calidad QUAL2K**

El modelo QUAL2K es una versión extendida del modelo QUAL2E el cual es de libre acceso publicado por la EPA - Environmental Protection Agency. El modelo QUAL2K se encuentra implementado en el lenguaje Visual Basic y opera con el programa Excel de Microsoft Office.

- Ventajas del modelo QUAL2K

En el estudio Modelación de la calidad del agua del río Bogotá (Universidad de Los Andes - EAB, 2002), se mencionan algunas ventajas técnicas del modelo, las cuales se describen a continuación.

1. Se corrige la tasa de descomposición de la materia orgánica bajo condiciones anaeróbicas. Se considera que bajo estas condiciones la tasa de descomposición es igual a una tasa igual a la tasa de reaireación superficial y el déficit de oxígeno existente se iguala al oxígeno de saturación.
2. Se corrige de igual forma la tasa de nitrificación bajo niveles de oxígeno disuelto muy bajos en el agua.
3. Modela completamente el crecimiento de plantas flotantes y de plantas radiculadas fijas. Para esta modelación tiene en cuenta los niveles de nutrientes en el agua, de la temperatura y de la intensidad de luz.

4. Se modela el proceso de interacción agua-sedimento en forma explícita. A diferencia del modelo QUAL2E, al que se le suministra el valor de la demanda de oxígeno de los sedimentos, el modelo QUAL2K la incluye como una variable interna para cálculo. Esta es una ventaja en la modelación de corrientes en estado anaerobio.

El modelo QUAL2K no presenta limitaciones en el número de tramos y subtramos a modelar, de esta forma se eliminan las limitaciones presentadas por el modelo QUAL2E en este sentido (25 tramos, 20 subtramos, 7 elementos de entrada y salida de caudal, entre otros). Para cada uno de los tramos se realiza un balance de caudal, de temperatura y de concentraciones de cada factor. Los balances son resueltos asumiendo una condición de estado estable y con un método de diferencias finitas (U.S. Environmental Protection Agency EPA, 1987)

Para determinar la capacidad de asimilación de una corriente, se debe tener en cuenta su habilidad para mantener las concentraciones de oxígeno disuelto. Estas concentraciones son controladas por la reaireación atmosférica, la fotosíntesis, la respiración de animales y plantas, la demanda de oxígeno de los sedimentos, la demanda bioquímica de oxígeno, el proceso de nitrificación, la salinidad y la temperatura (U.S. Environmental Protection Agency EPA, 1987) El modelo QUAL2K incluye la mayor cantidad de relaciones posibles entre los factores mencionados anteriormente y su efecto sobre el oxígeno disuelto de la corriente. Este modelo incorpora los coliformes como un factor no conservativo y asume que este factor es independiente de los demás factores.

Cuando existe oxígeno disuelto en el agua, el ciclo del nitrógeno se conforma de una serie de pasos desde nitrógeno orgánico a amoníaco, a nitrito y a nitrato. El modelo asume estos cuatro pasos.

El ciclo del fósforo es similar al del nitrógeno en muchos aspectos. Se generan formas orgánicas de fósforo a partir de la muerte de algas, que después se convierten a un estado inorgánico disuelto (fósforo reactivo soluble - SRP), disponible nuevamente para consumo de las algas. Por lo general, el fósforo presente en el agua residual se encuentra en estado inorgánico disuelto (SRP) y es rápidamente asimilado por las algas.

El modelo QUAL2K asume una reacción de primer orden para modelar la DBO en la corriente. También tiene en cuenta la remoción adicional de DBO por sedimentación. En cuanto al oxígeno disuelto, se considera que está dado por la capacidad de reaireación de la corriente. Esta capacidad de reaireación está dada por los procesos de advección y dispersión y por las fuentes y sumideros de los procesos internos, como la fotosíntesis y el oxígeno disuelto de las entradas que suman OD al sistema y la oxidación de materia orgánica, los procesos nitrogenáceos, la demanda béntica de los sedimentos y la respiración de las algas, que restan OD al sistema.

La temperatura del agua se modela mediante la realización de un balance de calor en cada elemento computacional (de igual longitud), en el que se encuentre dividido cada tramo. Se tienen en cuenta las entradas y las pérdidas, y también el intercambio de calor entre la superficie del agua y la atmósfera.

- Datos de entrada al modelo QUAL2K

El modelo QUAL2K opera desde Excel; el libro de Excel se conforma de varias hojas electrónicas donde se deben especificar los datos de la corriente a modelar. Es necesario especificar las condiciones iniciales aguas arriba, la hidráulica de cada tramo, las condiciones meteorológicas, las diferentes fuentes distribuidas y puntuales que existan a lo largo del tramo, las tasas a las que se desarrollan los procesos, entre otros. La interfaz es amigable, pero es necesario tener un buen conocimiento de los factores que intervienen en los procesos que se generan en el agua para lograr una modelación confiable de la calidad de esta.

El modelo exige que se haga una diferenciación en el tipo de demanda biológica de oxígeno que se introduce. Es necesario diferenciar entre materia orgánica particulada, carbono de descomposición rápida (excretas) y carbono de descomposición lenta (grasas y aceites).

Para efectos de la modelación el carbono de descomposición lenta o LOW-C es igual al valor de la Demanda Química de Oxígeno DQOTOTAL menos la DBO5 o carbono de rápida descomposición FAST-C. La materia orgánica particulada se modela mediante la variable POM y es igual a la DBO5 menos la DBO soluble.

Además de los datos de calidad medidos en campo, el modelo también exige que se ingresen valores para los parámetros de calidad y las constantes de degradación a 20° C, las constantes de corrección por temperatura, constantes estequiométricas y parámetros meteorológicos. Estos parámetros de calidad son calibrados con los datos de campo que se tengan.

### **2.2.2 Modelo de calidad WASP**

Sus siglas en inglés se refieren a un Programa para simulación y análisis de calidad de agua (Water Quality Analysis Simulation Program). Este modelo permite al usuario modelar en 1, 2 y hasta 3 dimensiones, así como una gran variedad de contaminantes. El modelo WASP es uno de los más usados en los Estados Unidos y a través del mundo para modelar la calidad de agua.

- Ventajas del modelo WASP
  - Aplicable a la mayoría de cuerpos de agua con algún nivel de complejidad.
  - Aborda la mayoría de los problemas de calidad de agua tales como OD, eutroficación, calor, transporte y destino de contaminantes
  - Separación de procesos (cinética y transporte)
  - Comunicación externa a modelos y hojas de cálculo
  - Tres técnicas de solución numérica.
  
- Limitaciones del modelo WASP
  - No maneja algunos determinantes y procesos como: Procesos de zona de mezcla, Líquidos en fase no acuosa (e.g., vertimientos aceites o hidrocarburos), Zonas de secado (planicies de inundación), Reacciones de especiación de metales (módulo especial, META4, no hace parte general de la liberación de WASP).
  - Archivos hidrodinámicos potencialmente grandes.
  - Módulos separados de eutroficación y de destino de sustancias tóxicas.
  - No puede correrse en modo automático.

### **2.2.3 Modelo de calidad ADZ – MDLC - QUASAR extendido**

Este modelo permite la modelación dinámica de la calidad del agua en una red hídrica de canales conectados con vertimientos puntuales. El módulo permite la modelación del transporte y destino de un conjunto limitado de componentes de calidad del agua pero puede ser fácilmente extendido a otros determinantes. El modelo utiliza la ecuación de transporte de solutos ADZ apropiada para ríos con piscinas o zonas muertas de flujo lento.

- **Ventajas del modelo ADZ – MDLC QUASAR EXTENDIDO**
  - Software muy versátil que permite la modelación con SIMULINK en forma iconográfica
  - Ambiente de trabajo amigable basado en Simulink lo que permite el montaje del modelo de manera cómoda.
  - Puede utilizarse para control en tiempo real y análisis en línea del comportamiento de la calidad del cuerpo de agua.
  - Por corresponder a un software "desarrollado en casa" puede modificarse y extenderse fácilmente y muy rápidamente.
  - La complejidad del modelo puede incrementarse en el tiempo, por ejemplo incluyendo el transporte y destino de sustancias tóxicas una vez se calibren correctamente las interacciones agua - sedimento.
  
- **Limitaciones del modelo ADZ – MDLC QUASAR EXTENDIDO**
  - Requiere modificación para considerar condiciones anaeróbicas como puede ocurrir en algunos tramos del río Tunjuelo
  - Se requiere modificación para incorporar la especie de nitrógeno orgánico
  - El módulo de temperatura requiere modificación por uno más sofisticado como el de Qual2k o WASP.

### **2.2.4 Modelo de calidad HEC – RAS (Versión 4.0)**

El módulo para la modelación de agua de HEC-RAS, está destinado para permitir al usuario realizar análisis de calidad del agua en sistemas fluviales. Incluye un módulo de

Advección – Dispersión. Contando adicionalmente con la capacidad de modelar temperatura del agua. Este nuevo modelo utiliza el esquema numérico explícito QUICKEST – ULTIMATE. Para solucionar la ecuación unidimensional de Advección – Dispersión usando un volumen de control con aplicación completa del cálculo de la energía térmica C95.

- Ventajas del modelo HEC RAS (Versión 4.0)
  - Software versátil, sencillo de manejar, ampliamente utilizado para simulaciones hidrodinámicas.
  - Modelo gratuito respaldado por el cuerpo de ingenieros de la armada de los Estados Unidos.
  - El módulo hidrodinámico ha sido ampliamente utilizado en el medio de la ingeniería y es reconocido como apropiado y robusto en gran cantidad de aplicaciones.
  - La interfaz para manejo de datos de calidad del agua es amigable y altamente flexible, cómoda para el trabajo del usuario
  
- Limitaciones del modelo HEC RAS (Versión 4.0)
  - Permite modelar un número limitado de componentes de calidad del agua. El código es cerrado y no se puede modificar
  - No contiene la cinética y los procesos que se presentan en condiciones anaerobias
  - El código implementado para simulación de calidad del agua es nuevo y no ha sido aplicado con una cantidad amplia de datos.
  - Presenta algunos errores de código que interrumpe su funcionamiento de forma súbita. El software se encuentra aún en desarrollo por parte del cuerpo de ingenieros de la armada de los Estados Unidos.

### **2.2.5 Modelo de calidad MIKE 11**

MIKE 11 permite la simulación hidráulica, de calidad de agua y transporte de sedimentos en estuarios, ríos, sistemas de irrigación, canales y otros cuerpos de agua. Es un modelo unidimensional dinámico para diseño detallado, manejo y operación de sistemas simples

y complejos de canales y ríos. Funciona a través de módulos que son acoplados en un proyecto.

- Ventajas del modelo MIKE11
  - Software ampliamente utilizado en el campo de la ingeniería en un gran número de aplicaciones.
  - Es el software comercial no gratuito de más reconocimiento y uso en proyectos de gran escala para consultoría e investigación.
  - El módulo de calidad del agua (ECOLab) es presentado por DHI como altamente flexible y posible de modificar de acuerdo a las necesidades específicas del proyecto.
  
- Limitaciones del modelo MIKE11
  - Dado que es un software comercial de alto costo, los procesos, ecuaciones, cinética y desarrollo de códigos que utiliza como solución el modelo son cerrados y no se conocen en su totalidad y se mantienen por DHI bajo reserva.
  - El usuario no puede tener conocimiento completo de la operación y forma de solución de las ecuaciones que utiliza el programa.
  - En la literatura han sido mostrados casos en los cuales el modelo MIKE11 pierde robustez y presenta fallas en su operación y solución de las ecuaciones.
  - El costo del software es muy alto.

### **2.2.6 Modelo de calidad SIMBA**

SIMBA permite realizar un análisis holístico del sistema de alcantarillado, planta de tratamiento, manejo de lodos y aguas receptoras. Todos los componentes necesarios para un análisis detallado de los subsistemas y sus interacciones se integran en un sistema de simulación simple. El modelo facilita las aplicaciones en campos como: Planeamiento y diseño de plantas de tratamiento considerando variantes operacionales, incluyendo control, optimización de diseño de procesos y operación de plantas existentes, análisis de

los procesos de manejo de agua, tratamiento de lodos y consumo de energía, análisis de flujos en áreas urbanas, desarrollo y prueba de estrategias para control en tiempo real de sistemas de drenaje urbano, análisis de interacciones de lluvia, tratamiento de aguas y calidad del agua del cuerpo receptor.

- Ventajas del modelo SIMBA
  - Software muy versátil que permite la modelación de manera integrada Alcantarillado - PTAR - Río
  - Ambiente de trabajo amigable basado en Simulink lo que permite el montaje del modelo de manera cómoda
  - Dado que tiene un amplio desarrollo para modelación de calidad del agua en alcantarillados, contiene la cinética y procesos bajo condiciones anaerobias.
  - Puede utilizarse para control en tiempo real y análisis en línea del comportamiento de la calidad del cuerpo de agua.
  
- Limitaciones del modelo SIMBA
  - Para el análisis hidrodinámico de ríos utiliza SWWM cuyos desarrollos se concentran principalmente al análisis hidráulico de alcantarillados y por tanto podría no ser el más apropiado para el caso de ríos.
  - El objetivo principal de SIMBA es realizar la simulación integrada Alcantarillado - PTAR - Río lo cual podría considerarse por fuera del alcance del estudio para el proyecto.
  - Se encuentra poca información en la literatura sobre el funcionamiento propio del Software, por lo cual sería necesario contactarse con IFAK para obtener mayor información sobre su operación y limitaciones y ventajas potenciales.
  - No es un software libre.

### 2.2.7 Modelo de calidad Surface Water Modelling System (SMS)

SMS es una interfaz gráfica para pre y post procesamiento de modelos hidrodinámicos en una, dos y tres dimensiones. Incluye elementos finitos 2D, diferencias finitas 2D, elementos finitos 3D y herramientas de modelación 1D. Los modelos soportados por SMS incluyen GFGEN, RMA2 (modelo hidrodinámico que se acopla a RM4), RMA4 (modelo para calidad del agua), SED2D-WES, ADCIRC, CGWAVE, STWAVE, M2D, HVEL2D y HEC-RAS. Las aplicaciones primarias de dichos modelos incluyen: cálculo de niveles y velocidades de flujo en condiciones de flujo permanente y no permanente, modelación de contaminantes, intrusión salina, transporte de sedimentos, dispersión de ondas, propiedades de ondas y otros.

- Ventajas del modelo SMS
  - Permite análisis en una y dos dimensiones.
  
- Limitaciones del modelo SMS.
  - El enfoque de los módulos RMA2 y RMA4 está orientado hacia el análisis de costas, por tal motivo permiten modelación 2D, sin embargo pensando en la modelación de ríos podría considerarse de un nivel de complejidad excesivo.
  - Se encuentra limitado al análisis de hasta 6 constituyentes de calidad del agua.
  - La única plantilla de análisis predeterminada en el software es la de oxígeno disuelto, cualquier otro constituyente de calidad del agua deberá ingresarse y definirse de manera manual.
  - No contiene la cinética y los procesos que se presentan en condiciones anaerobias.
  - La interfaz para ingreso de datos e información sobre las características del río es bastante compleja y poco amigable requiriendo en algunas circunstancias la generación de archivos txt para ensamble en el modelo.
  - No es un software libre.

## 2.3 Selección del modelo

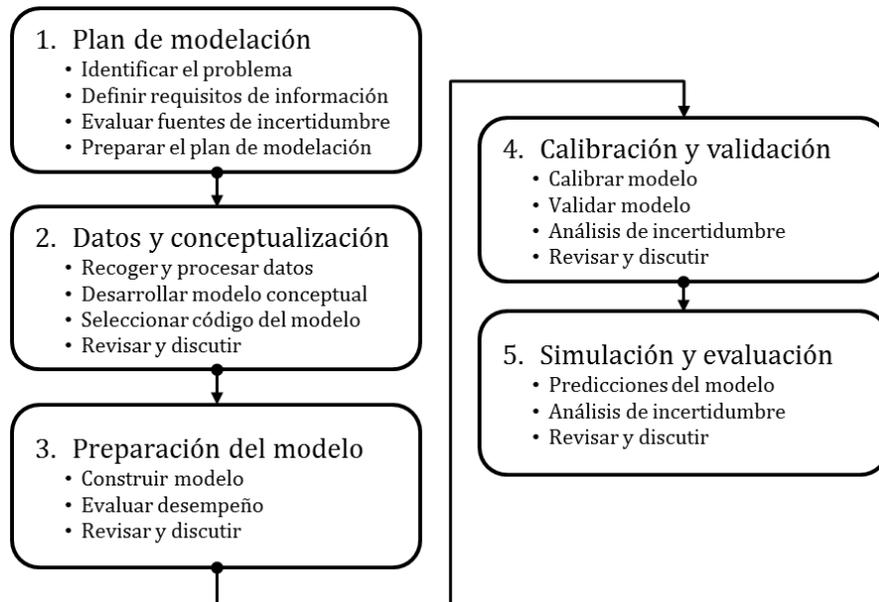
Una vez identificadas las características de los principales modelos de calidad de agua disponibles en el medio, se estudiaron las ventajas y desventajas de cada uno de estos, con el fin de tomar la decisión sobre cuál de ellos utilizar para la modelación que se pretende realizar con el presente trabajo. De acuerdo con esto, se tomó la decisión de utilizar el modelo QUAL2Kw, por las siguientes razones:

- Corresponde a un modelo de calidad de agua de uso libre.
- El modelo permite representar las variables OD y DBO, las cuales se pretenden estudiar con este trabajo.
- Fácil manejo, ya que su entorno gráfico se desarrolla en Microsoft Excel, lo cual permite que la información de entrada y salida se pueda manejar fácilmente.
- Cuenta con una herramienta de autocalibración que permite su fácil calibración a partir de un algoritmo genético empleado para la optimización matemática de las diferentes constantes cinéticas de los distintos procesos que modela el programa.
- El modelo no presenta limitaciones en cuanto al número de tramos a modelar
- El modelo corrige la tasa de nitrificación bajo niveles de oxígeno disuelto muy bajos en el agua, como corresponde para el caso del río Tunjuelo.
- Cuando existe oxígeno disuelto en el agua, el ciclo del nitrógeno se conforma de una serie de pasos desde nitrógeno orgánico a amoníaco, a nitrito y a nitrato. El modelo asume estos cuatro pasos.
- Este modelo ya se ha utilizado para diferentes ríos del país, entre ellos el río Tunjuelo, trayendo consigo resultados satisfactorios.



### 3. Metodología

La metodología de modelación utilizada para desarrollar el presente trabajo de investigación, se ajusta al protocolo de modelación propuesto por el proyecto HarmoniQua (Refsgaard *et al.*, 2005a; Scholten *et al.*, 2007, citados por Refsgaard *et al.*, 2007) y se centró en los pasos 3,4 y 5 (Hernandez, 2014). Dicho protocolo se presenta de forma resumida en la Figura 3-1.



**Figura 3-1 Protocolo de Modelación. Modificado de Refsgaard *et al.* (2007), citado por (Hernandez, 2014)**

En la etapa correspondiente a la preparación del modelo, y tal como lo sugiere Janssen y Heuberger (1995), se hizo énfasis en la selección del enfoque de modelación de la calidad del agua y en la descripción del modelo, estudiando su propósito, principios, procesos, componentes (*i.e.* parámetros, condiciones iniciales y de frontera, variables de estado, entradas y salidas), ecuaciones gobernantes, información técnica, estatus y documentación, así como su relación con otras aproximaciones (Hernandez, 2014).

Igualmente, se hace una revisión y compilación de los datos requeridos por el modelo, los cuales corresponden a las campañas de medición realizadas en estudios previos por la Universidad de Los Andes y La Secretaría distrital de Ambiente de Bogotá mediante el convenio de cooperación 069 de 2007 (Universidad de los Andes, 2009). Se determinaron los perfiles longitudinales de los determinantes de calidad de agua considerados para el estudio y de las condiciones meteorológicas propias en cada punto de medición.

La correcta representación hidráulica del modelo de calidad de agua, se logra mediante el ingreso de los parámetros calibrados previamente (Universidad de los Andes, 2009). Las curvas de calibración  $v = \alpha Q^b$  y  $H = \alpha Q^\beta$  permiten ajustar un modelo hidráulico de tiempos de viaje.

Para la etapa de calibración se hace uso de los datos obtenidos en el Río Tunjuelo. Se hace una primera calibración mediante el algoritmo genético PIKAIA y se evalúa su eficiencia en términos de tiempo computacional y convergencia a un valor máximo de su función objetivo. Se estudian igualmente las medidas de ajuste (funciones objetivo) de acuerdo con la naturaleza del modelo (Hernandez, 2014).

Una vez calibrado el modelo de calidad de agua, se realizan simulaciones de escenarios de saneamiento hídrico sobre el Río Tunjuelo. En este paso se evalúan los escenarios propuestos y se comparan los resultados obtenidos.

### **3.1 Mediciones de campo (Información secundaria)**

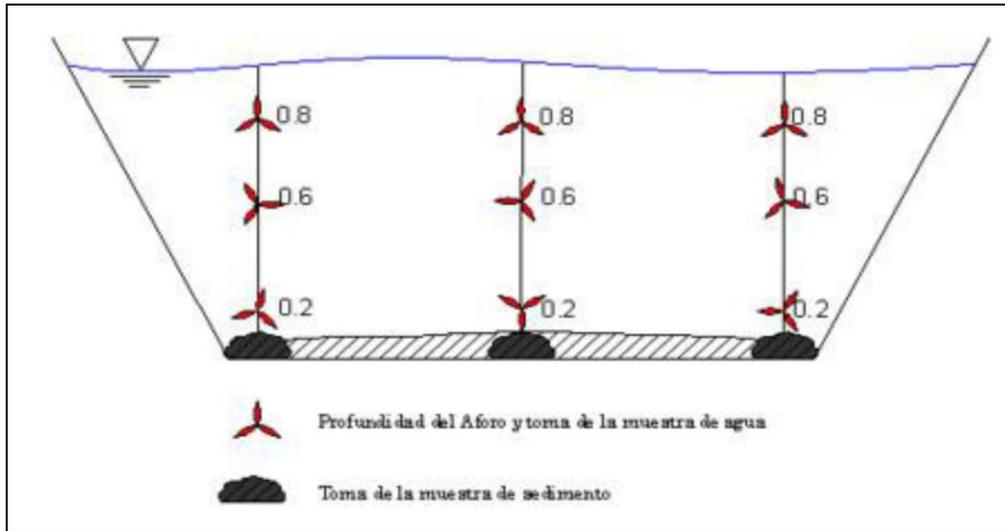
Como se ha dicho en diferentes partes de éste documento, las mediciones de los datos analizados en este trabajo fueron realizadas por la Universidad de Los Andes y La Secretaría distrital de Ambiente de Bogotá mediante el convenio de cooperación 069 de 2007 (Universidad de los Andes, 2009); a continuación se presenta la información referente a las mediciones de campo realizadas por la universidad de los Andes:

### 3.1.1 Toma de muestras

La metodología de toma de muestras fue integrada en la sección transversal del sitio de muestreo, teniendo en cuenta las siguientes recomendaciones técnicas (Universidad de los Andes, 2009):

- 1) La toma de las muestras se realizó simultáneamente con el aforo del caudal.
- 2) Las muestras se tomaron en cada una de las verticales y a tres [3] profundidades de ser posible [20%, 60% y 80% de la profundidad total de la vertical]; estas muestras fueron integradas y homogenizadas (véase Figura 3-2).
- 3) Se tomó un volumen de cinco [5] L para cada muestra integrada, los cuales fueron distribuidos en los recipientes correspondientes para almacenar las muestras (véase Figura 3-4).
- 4) Las mediciones de los determinantes de la calidad del agua que se realizaron *in situ* a las muestras integradas correspondieron a pH [unidades de pH], temperatura [°C], oxígeno disuelto [mg.L-1] y conductividad [ $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ] (véase Figura 3-4)
- 5) Todas las muestras fueron etiquetadas, conservadas y almacenadas adecuadamente. El protocolo de preservación de las muestras se realizó de acuerdo con el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [AWWA] y a los requerimientos del Laboratorio de Ambiental de la Universidad de los Andes.
- 6) Las muestras resultantes de las campañas de monitoreo se analizaron en el Laboratorio de Ambiental de la Universidad de los Andes.

Adicionalmente se tomaron muestras compuestas que permitieron valorar los efectos de las descargas y operaciones especiales, variables o irregulares y representan los períodos en los que se presentan dichos eventos.



**Figura 3-2 Esquema de aforo y toma de muestra**

Fuente: (Universidad de los Andes, 2009) Convenio 069 de 2007- Aunar Esfuerzos Encaminados a Realizar el Mantenimiento y Operación de la Red de Calidad Hídrica de Bogotá, Implementar el Programa de Monitoreo de Optimización de la Red de la Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá.



**Figura 3-3 Toma de muestra integrada en la sección transversal**

Fuente: (Universidad de los Andes, 2009) Convenio 069 de 2007- Aunar Esfuerzos Encaminados a Realizar el Mantenimiento y Operación de la Red de Calidad Hídrica de Bogotá, Implementar el Programa de Monitoreo de Optimización de la Red de la Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá.



**Figura 3-4 Almacenamiento de muestra integrada y lectura de parámetros in situ, río Fucha a la altura de la avenida Boyacá**

Fuente: (Universidad de los Andes, 2009) Convenio 069 de 2007- Aunar Esfuerzos Encaminados a Realizar el Mantenimiento y Operación de la Red de Calidad Hídrica de Bogotá, Implementar el Programa de Monitoreo de Optimización de la Red de la Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá.

### 3.1.2 Metodología de aforo

Para la medición del caudal desarrollada en la campaña de seguimiento de masa por la Universidad de los Andes se utilizaron los siguientes métodos:

- **Volumétrico**

Consiste en tomar el tiempo requerido para llenar un recipiente de volumen conocido. Se realizaron aforos por este método siempre y cuando el recipiente podía ser colocado debajo de la descarga de tal forma que se pudiera recibir todo el volumen en un tiempo pertinente.

- **Área – Velocidad**

Para aforar aguas residuales en colectores circulares que descargan al cuerpo receptor se deben realizar mediciones a la salida de este, debido a la mayor posibilidad de maniobra, mejor visibilidad y ventilación en comparación con aforos en pozos de inspección.

La velocidad de la corriente se midió con un correntómetro (véase Figura 3-5) debidamente calibrado tomando lecturas en una o varias profundidades, de acuerdo con la profundidad de flujo, y en una o más verticales definidas por el aforador. El correntómetro se acopla a una barra metálica que es sostenida por el aforador, quien estará siempre a una distancia adecuada del correntómetro para evitar interferir con la medición.



**Figura 3-5 Medición de la velocidad de la corriente con correntómetro**

Fuente: (Universidad de los Andes, 2009) Convenio 069 de 2007- Aunar Esfuerzos Encaminados a Realizar el Mantenimiento y Operación de la Red de Calidad Hídrica de Bogotá, Implementar el Programa de Monitoreo de Optimización de la Red de la Secretaría Distrital de Ambiente. Bogotá.

Para el caso de colectores de cajón y secciones transversales trapezoidales se escogió el máximo número posible de verticales a lo ancho de la sección, tratando que en cada dos

[2] verticales sucesivas no pase más del 10% del caudal total. Se registraron lecturas en cada vertical a 20%, 60% y 80% de la profundidad; en donde esto no fue posible se registró a 60% de la profundidad, con la condición mínima que el aparato quede sumergido por completo y se tenga en cuenta no perturbar la estabilidad del sedimento de fondo porque de lo contrario se puede presentar errores en la toma de la muestra de agua y eventualmente generar afectaciones aguas abajo el seguimiento de masa por provocar resuspensión del sedimento (Universidad de los Andes, 2009). La Figura 3-2 describe mediante un esquema este procedimiento.

### 3.1.3 Medición de parámetros

En la campaña de seguimiento de masa, llevada a cabo por la universidad de los Andes (Universidad de los Andes, 2009), se midieron diversos parámetros de calidad del agua en los puntos de monitoreo descritos en el numeral 3.2.1; los cuales fueron el principal insumo para la construcción del modelo de calidad de agua del río Tunjuelo desarrollado en esta tesis de maestría. En la Tabla 3-1 se presentan los parámetros medidos en el río Tunjuelo, así como los recipientes en los que fueron almacenados, el tamaño de la muestra y su forma de preservación.

**Tabla 3-1. Determinantes de calidad del agua analizados en la campaña de seguimiento de masa desarrollada en el río Tunjuelo por la Universidad de los Andes. (Universidad de los Andes, 2009)**

Parámetros	Unidades	Recipientes	Volumen (mL)	Preservación
Potencial Iones Hidrógeno (pH)	Unidades de PH	in situ		
Conductividad	ms/cm			
Temperatura	°C			
Oxígeno Disuelto (OD)	mgO <sub>2</sub> /L			
Oxígeno Disuelto (OD)	mgO <sub>2</sub> /L	Winkler	250	Refrigeración, Sulfato Manganoso, Alkali, Yoduro, Ácido Sulfúrico para fijación
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> Total)	mgO <sub>2</sub> /L	Polietileno	1000	Refrigeración

Parámetros	Unidades	Recipientes	Volumen (mL)	Preservación
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> Soluble)	mgO <sub>2</sub> /L	Polietileno	1000	Refrigeración
Demanda Química de Oxígeno (DBO <sub>5</sub> Total)	mgO <sub>2</sub> /L	Vidrio Ámbar	5	Adición de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> hasta pH=2, Refrigeración
Demanda Química de Oxígeno (DQO <sub>5</sub> Soluble)	mgO <sub>2</sub> /L	Vidrio Ámbar	5	Adición de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> hasta pH=2, Refrigeración
Fósforo Soluble (FS)	mgP/L	Vidrio Ámbar	100	Adición de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> hasta pH=2, Refrigeración
Fósforo Total (FT)	mgP/L	Vidrio Ámbar	100	Adición de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> hasta pH=2, Refrigeración
Amonio (NH <sub>2</sub> )	mgN/L	Vidrio Ámbar	500	Adición de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> hasta pH=2, Refrigeración
Nitritos (NO <sub>2</sub> )	mgN/L	Polietileno	300	Refrigeración
Nitratos (NO <sub>3</sub> )	mgN/L	Polietileno	300	Refrigeración
Nitrógeno Kjeldahl Total (NTK)	mgN/L	Vidrio Ámbar	300	Adición de H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> hasta pH=2, Refrigeración
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	mg/L	Polietileno	250	Refrigeración
Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV)	mg/L	Polietileno	250	Refrigeración
Sólidos Totales Volátiles (STV)	mg/L	Polietileno	250	Refrigeración
Sólidos Totales (ST)	mg/L	Polietileno	250	Refrigeración
Coliformes Fecales (CF)	NMP/100mL	Polietileno (estéril)	100	Refrigeración

### 3.1.4 Datos Hidráulicos

Para la construcción del modelo en el software Qual2Kw, es muy importante disponer de datos confiables de la componente hidráulica del río Tunjuelo, puesto que esta determina las velocidades de flujo en la corriente la cual define los tiempos de viaje o de residencia de los contaminantes en el tramo y por lo tanto el tiempo disponible para su degradación o reacción, adicionalmente, la velocidad media de la corriente, el ancho y la profundidad de la sección transversal determinan la tasa de reaireación de la corriente y por lo tanto su capacidad de autodepuración (Universidad de Los Andes - EAB, 2002).

Con el fin de determinar las componentes hidráulicas del río Tunjuelo, se utilizó el software HEC-RAS, el cual, es un programa de modelación hidráulica de ríos y canales abiertos, es usado como una herramienta que proporciona las características hidráulicas que se presentan a lo largo de los canales para los cuales se va a realizar la modelación de calidad de agua. Estas características hidráulicas se manifiestan por diversas condiciones de contorno representadas por la geometría del canal en términos de secciones transversales y de pendientes longitudinales. Tener en cuenta dichas condiciones de contorno hace que en la modelación se puedan incorporar los posibles cambios de velocidad promedio, o de profundidades de flujo en el recorrido de la masa de agua. También, sirve como herramienta en la planeación del seguimiento de masa ya que se pueden obtener los diferentes tiempos de viaje entre los puntos considerados. (Universidad de los Andes, 2009)

De igual forma con la ayuda del software HEC-RAS se pudieron determinar las denominadas curvas de calibración, las cuales corresponden a la relación existente entre el caudal y la velocidad media y entre el caudal y la profundidad media del flujo. Estas relaciones que son de tipo potencial reflejan las características hidráulicas que se presentan en cada sección transversal de donde se tenga información a lo largo del trayecto del canal y son utilizadas en la modelación de calidad de agua (Universidad de los Andes, 2009). Los coeficientes obtenidos para profundidad y velocidad corresponden a las siguientes ecuaciones:

$$H = \alpha Q^b$$

$$V = \alpha Q^\beta$$

Para generar las curvas se ubicaron las descargas en donde se realizó el aforo de caudal y los puntos sobre el río medidos en la campaña seguimiento de masa, luego, estos caudales fueron incorporados en la siguiente sección transversal que se encontraba disponible hacia aguas bajo de la descarga o del punto sobre el río y se verificó que la profundidad de flujo promedio, la velocidad promedio, y el ancho mojado cumplieran con las mediciones que se hicieron en los aforos. Posteriormente para tener una exactitud en las características hidráulicas se modificaron los valores de la rugosidad del canal para tener la mejor aproximación a los datos que se obtuvieron en campo.

### **3.1.5 Tiempos de viaje**

Una vez definida la geometría del río, se probaron diferentes caudales desde el inicio del tramo y se complementó con la simulación de los aportes de agua que llegaban por las descargas que se registraron a lo largo del tramo; a su vez se simularon dichos caudales con diferentes condiciones de contorno cuando finalizaba el canal, es decir que se pudieron modelar los remansos que se alcanzaban a generar al final del tramo, ya que estos causaban un retraso en el tiempo de viaje de la masa de agua. (Universidad de los Andes, 2009)

Para la estimación de los tiempos de viaje la Universidad de los Andes utilizó el modelo MDLC desarrollado por (Camacho & Lees, 1999). Para realizar una estimación de los tiempos de viaje entre las estaciones de muestreo y monitoreo se utilizó información de caudales, pendientes longitudinales,  $n$  de Manning, ancho y longitudes de los tramos. Con estos datos en cada uno de los subtramos fue posible estimar caudales unitarios, profundidad normal, velocidades, y por ende los tiempos de viaje por medio de las ecuaciones gobernantes del modelo MDLC [Multilinear Discrete Lag-Cascade Method of Channel Routing" (Camacho & Lees, 1999)].

Para estimar el tiempo de viaje, por medio de este modelo se tiene que el primer momento temporal alrededor del origen, que define el tiempo de translación o tiempo de viaje medio de la onda creciente, está dado por la siguiente ecuación (Universidad de los Andes, 2009):

$$\overline{t_{ft}} = nK + \tau_{fl}$$

Donde,  $n$ ,  $K$ ,  $\tau_{fl}$  están relacionados con características físicas del canal para un caudal específico de referencia  $Q_0$ . Los parámetros anteriores se definen como:

$$K = \frac{3}{2m} + (m - 1)F_0^2 \left( \frac{y_0}{S_0 L} \right) \left( \frac{L}{u_0 m} \right)$$

$$n = \frac{\frac{4m}{9} - (m - 1)^2 F_0^2}{(m - 1)F_0^2 \left( \frac{y_0}{S_0 L} \right)}$$

$$\tau_{fl} = \frac{L}{u_0 m} \left( 1 - \frac{\frac{2}{3} - (m - 1)F_0^2}{(m - 1)F_0^2} \right)$$

Donde,

$F_0$ : Número de Froude

$y_0$ : Profundidad uniforme de flujo al caudal de referencia  $Q_0$

$S_0$ : Pendiente del fondo del canal

$L$ : Distancia longitudinal a la cual la hidrógrafa es calculada

La relación de la velocidad de la onda cinemática  $C_0$  con la velocidad media del flujo al caudal de la condición de referencia  $u_0$  se calcula de la siguiente forma:

$$m = \frac{C_0}{u_0} = \frac{\left( \frac{dQ}{dA_{A=A_0}} \right)}{\frac{Q_0}{A_0}}$$

Las relaciones son válidas para cualquier tipo de sección transversal y cualquier fórmula de fricción utilizada [Manning o Chezy]. (Universidad de los Andes, 2009)

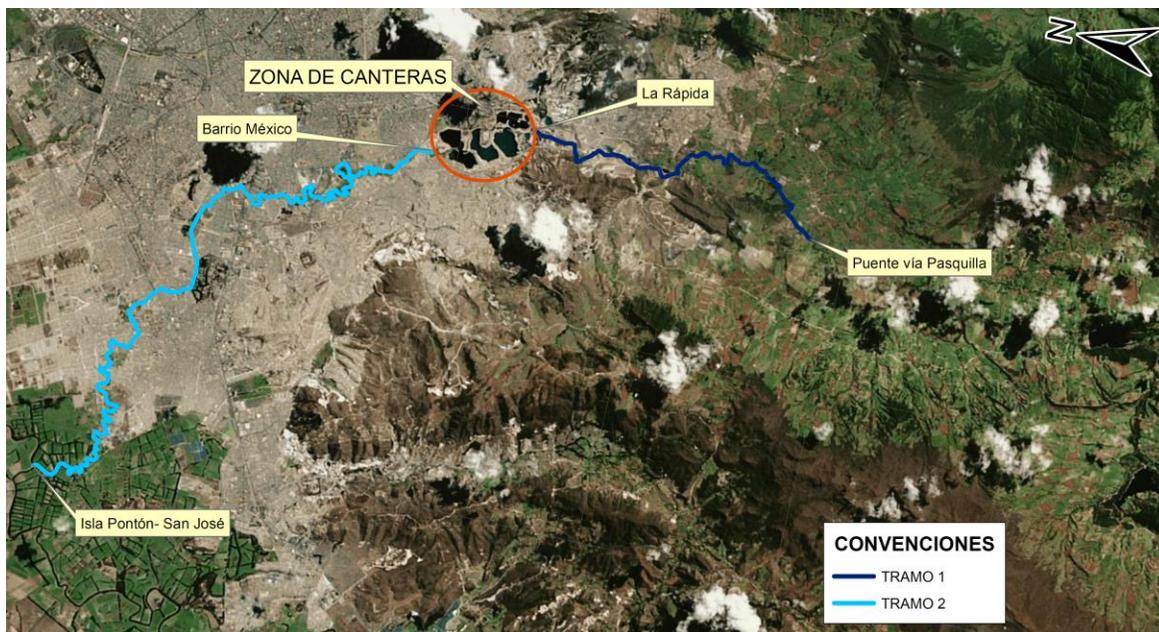
### 3.1.6 Tramos modelados.

Para la construcción del modelo se seleccionaron dos tramos independientes, debido a que el río Tunjuelo tiene el caso particular de que en un sector de su recorrido se instaló una explotación minera del grupo CEMEX en la cual se construyó una zona de almacenamiento que genera discontinuidad en el flujo de la corriente, y en la cual es difícil representar en el modelo la realidad. Los tramos contemplados se presentan en la Tabla 3-2 y en la Figura 3-6.

**Tabla 3-2. Tramos de implementación del modelo en el río Tunjuelo**

Tramo	Estación Aguas Arriba	Estación Aguas Abajo	Longitud [km]
1	Puente Vía Pasquilla	La Rápida	14.84
2	Barrio México	Isla Pontón – San José	21.88

Fuente: Elaboración propia



Fuente: Elaboración propia

**Figura 3-6 Tramos implementados en el modelo del río Tunjuelo**

## 3.2 Recopilación de información

### 3.2.1 Estaciones de monitoreo

Los puntos de monitoreo y muestreo de caudal y determinantes de calidad de agua sobre el Río Tunjuelo se determinaron en estudios previos (Universidad de los Andes, 2009). La

selección de los puntos óptimos de medición y el diseño de la campaña de monitoreo requieren de un amplio conocimiento del río y de la calidad del agua en diferentes estaciones a lo largo del mismo, los sitios de vertimientos industriales y domésticos puntuales y de la localización de los principales afluentes.

En total se consideran 45 puntos de monitoreo de seguimiento de masa para los tramos 1 y 2. Asimismo, para la calibración se tomaron los 10 puntos de la Red de Calidad Hídrica de Bogotá (RCHB) existentes sobre el río. La Tabla 3-3 y la Figura 3-7 se presentan los puntos respectivos. Cada uno tiene asociada su abscisa y un ID que permite identificar si se tomó la muestra sobre el río (R) o en una descarga (D).

**Tabla 3-3. Estaciones de campaña de seguimiento de masa.**

<b>Estación</b>	<b>Tipo</b>	<b>Abscisado</b>
Puente Vía Pasquilla	R1	K0+000
Matadero Barrio Nuevo Usme	D1	K6+108
Descarga Barrio Usme-Cra3 No.136-40 Sur	D2	K6+171
Quebrada la Tasa	D3	K6+272
Puente Universidad Antonio Nariño	R2	K6+794
Quebrada Fucha	D4	K7+009
Descarga Valla Universidad Antonio Nariño	D5	K8+048
Quebrada Yomasa	D6	K9+551
Aguas abajo Quebrada Yomasa	R3	K10+198
Interceptor Quintas	D7	K11+802
Aguas abajo Interceptor Quintas	R4	K12+257
Aguas arriba Lixiviados Doña Juana	R5	K12+555
Descarga Cantera1	D8	K12+062
Descarga lixiviados 1	D9	K12+672
Relleno Sanitario Doña Juana	R6	K13+189
Quebrada Sta. Librada-Hoya del Ramo	D10	K14+571
La Rápida	R7	K14+837
Descarga trompeta	D11	K18+701
Barrio México	R8	K19+413
Quebrada Chiguaza	D12	K19+617
San Benito	R9	K20+266
Quebrada Limas	D13	K23+799
Descarga Aguas Arriba Avenida Gaitán	D14	K24+958
Estación de Servicio Mobil	D15	K25+252
Canal San Vicente	D16	K25+493

Canal San Vicente Norte	D17	K25+909
Sierra Morena I	D18	K26+113
Sierra Morena II	D18	K26+114
Diagonal 49b sur	D20	K29+389
Makro Autopista sur	R10	K29+551
Barrio Boitá	D21	K29+972
Carrera 72u	D22	K30+205
Descarga Lago Timiza	D23	K30+466
Calle 45 Carrera 73	D24	K30+546
Avenida Carrera 71b	D25	K30+884
Interceptor Tunjuelo Medio	D26	K31+371
Descarga Apogeo 1	D27	K32+525
Descarga Apogeo 2	D28	K32+526
Descarga Apogeo 3	D29	K32+527
Descarga Aguas Arriba Transversal	D30	K33+339
Descarga Debajo Puente Transversal	D31	K33+004
Transversal 86	R11	K33+076
Puente Independencia	R12	K36+481
Estación de Bombeo Gran Colombiano	D32	K37+737
Isla Pontón - San José	R13	K41+294

Fuente: Elaboración propia

Los puntos de la RCHB se presentan igualmente en la Tabla 3-4. Y en la Figura 3-8.

**Tabla 3-4. – Estaciones Red de Calidad Hídrica de Bogotá.**

<b>Estación</b>	<b>Tipo</b>
La Regadera	R1
Puente Universidad Antonio Nariño	R2
Yomasa	R3
Relleno Sanitario de Doña Juana	R4
Barrio México	R5
San Benito	R6
Makro Autopista Sur	R7
Transversal 86	R8
Puente Independencia	R9
Isla Pontón – San José	R10

Fuente: Elaboración propia

De igual forma en la Figura 3-9 y en Figura 3-10 se presenta la representación conceptual de la información introducida al modelo para los tramos 1 y 2.



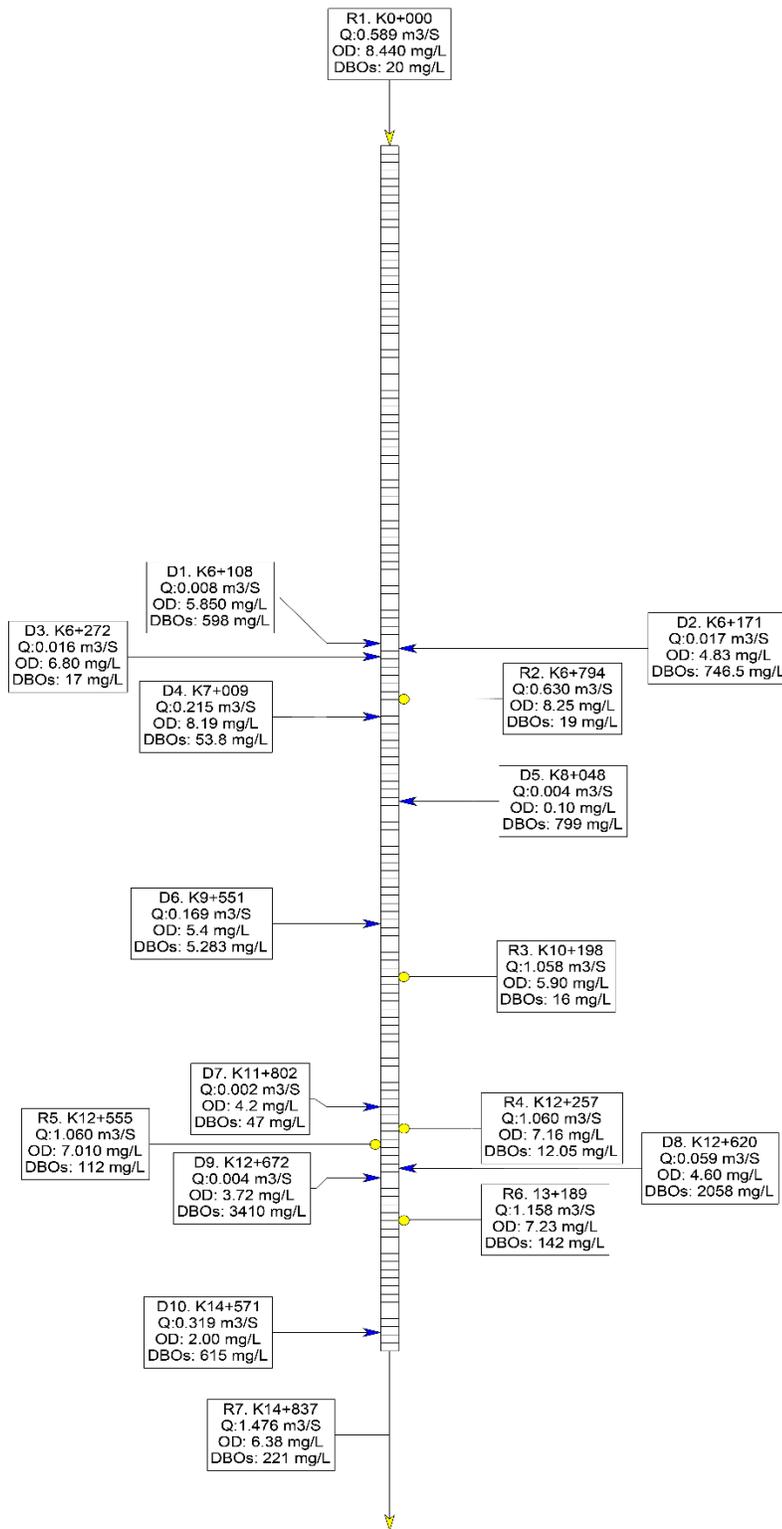
Fuente: Elaboración propia

Figura 3-7 Localización de las estaciones de campaña de seguimiento de masa



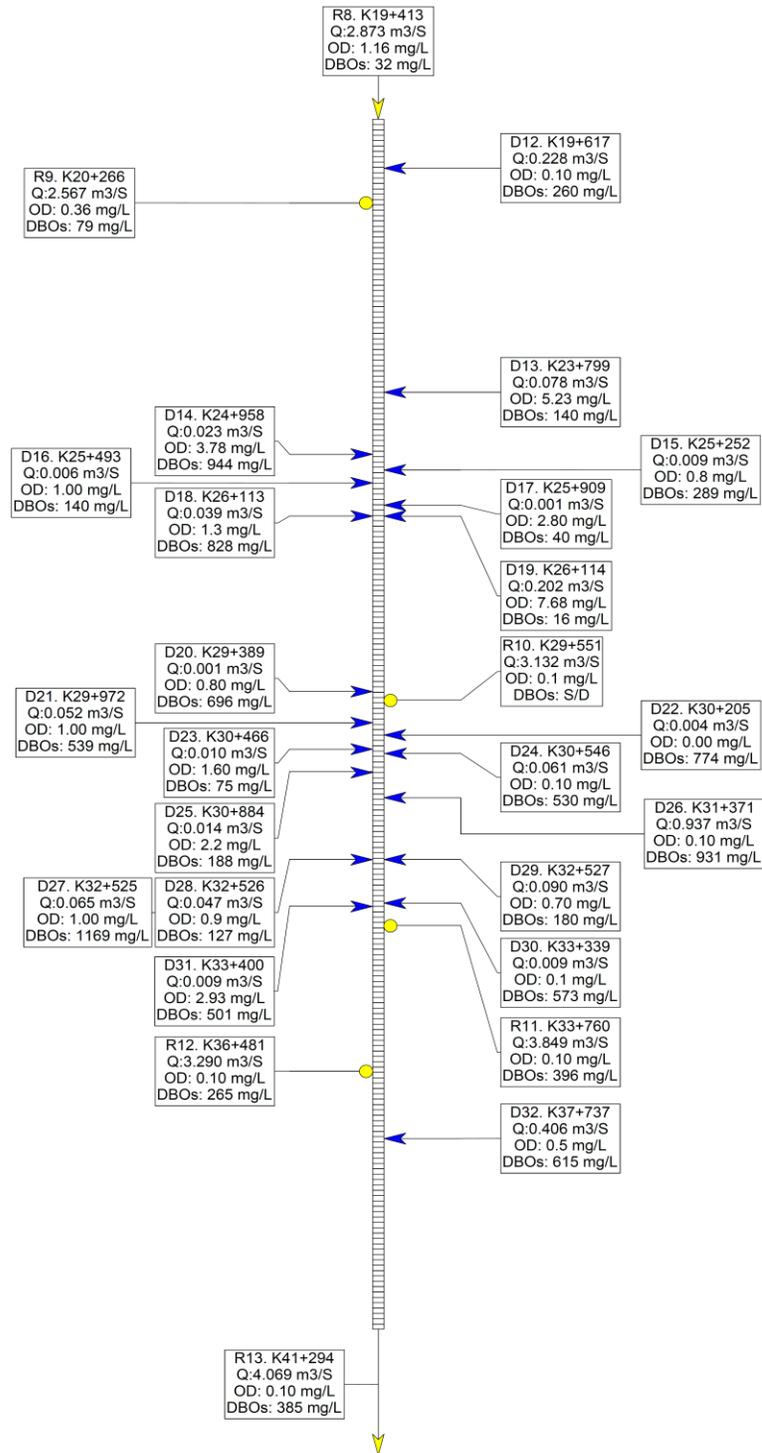
Fuente: Elaboración propia

Figura 3-8 Localización de las estaciones Red de Calidad Hídrica de Bogotá



Fuente: Elaboración propia

**Figura 3-9 Representación conceptual de la información introducida al modelo en el tramo 1**

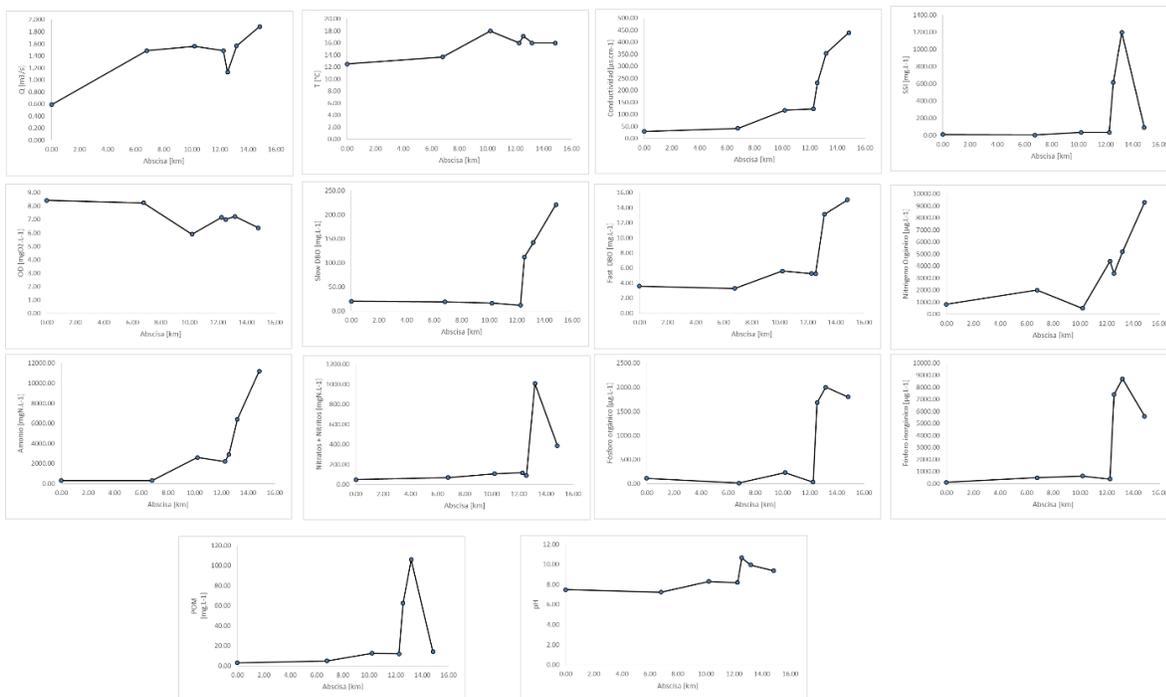


Fuente: Elaboración propia

**Figura 3-10 Representación conceptual de la información introducida al modelo en el tramo 2**

### 3.2.2 Resultados de laboratorio

Complementario a los parámetros de campo, se realizaron tomas de muestras de determinantes de calidad de agua sobre el río, afluentes y vertimientos, tal como se presentó en la Tabla 3-1. Para el ejercicio de calibración se implementaron los datos de seguimiento de masa, los cuales se tomaron en función de un modelo de tiempos de viaje, el cual permite establecer la hora a la cual realizar las mediciones partiendo desde un punto de monitoreo aguas arriba. Con el cálculo de dichos tiempos de viaje se tomaron las muestras a la hora establecida. La Figura 3-11 presenta los resultados para la campaña de seguimiento de masa sobre el tramo comprendido entre Puente Vía Pasquilla y el sector de La Rápida.



Fuente: (Universidad de los Andes, 2009)

**Figura 3-11 Perfil longitudinal de contaminación de la campaña de seguimiento de masa**

Con esta información es posible comparar los resultados del modelo con unas tasas de reacción establecidas en estudios anteriores (Universidad de los Andes, 2009). Estos resultados se obtienen luego de preparar el modelo con las características geométricas de la sección, afluentes (caudal y concentración) y condiciones de frontera.

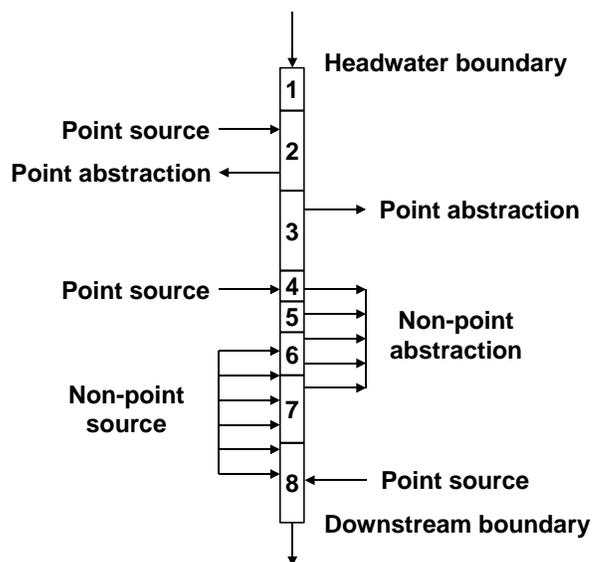
### 3.3 Preparación del modelo

En el presente numeral se presenta la descripción teórica del modelo, las principales características de la versión empleada, ecuaciones gobernantes y demás información de interés para el entendimiento de la dinámica y procesos contemplados por el modelo en sí. Se presenta al lector el resumen detallado de la implementación del modelo, datos hidráulicos y de calidad empleados y condiciones meteorológicas.

#### 3.3.1 Modelo QUAL2K

El modelo Qual2k, es un modelo unidimensional de estado estable de calidad del agua basado en la ecuación de Advección - Dispersión (ADE), el cual permite evaluar la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua frente a la descarga de fuentes puntuales y no puntuales. El modelo contempla los procesos de reacción de hasta 18 determinantes de calidad del agua, entre los que se encuentran el oxígeno disuelto  $OD$ , la Demanda Bioquímica de Oxígeno lenta y rápida  $DBO_{fast}$  y  $DBO_{slow}$ , Nitrógeno Orgánico  $N_{org}$ , Nitrógeno Amoniacal  $N_{H4}$ , Nitratos  $NO_3$ , Fósforo Orgánico  $P_{org}$  y Fósforo Soluble Reactivo  $SRP$ , entre otros.

La corriente se representa mediante la segmentación de la misma en diversos elementos. Para cada elemento se realiza un balance térmico (temperatura), hidrológico (caudal) y de masa (concentración). Puede existir ganancia o pérdida de masa en cada elemento debido a procesos de transporte (advección y dispersión), fuentes externas o sumideros (descargas o captaciones) o por fuentes internas (demanda béntica o transformaciones bioquímicas) (Vera Puerto, 2007). Es importante resaltar que los tributarios no son modelados de manera explícita; se representan mediante fuentes puntuales (Chapra & Pelletier, 2003). La Figura 3-12 muestra la segmentación que se realiza en una corriente superficial.



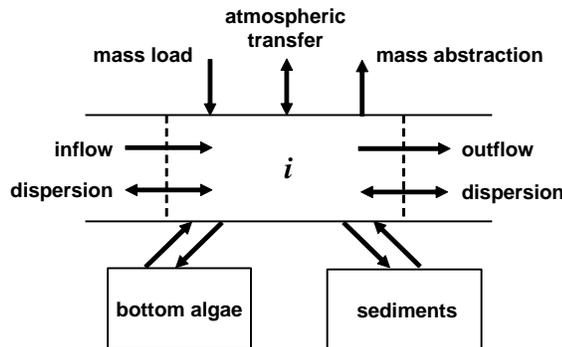
**Figura 3-12. Esquema de segmentación del modelo Qual2k (Chapra & Pelletier, 2003)**

Se contempla una especiación de la demanda bioquímica de oxígeno carbonacea (CBOD) o mejor conocido en Colombia como DBO, con el fin de representar el carbono orgánico. Por una parte, la especie rápidamente oxidable (CBODfast) que está compuesta en su mayoría por ácidos volátiles y azúcares, por lo cual su velocidad de degradación es muy rápida. Por otra parte, se tiene la especie lentamente oxidable (CBODslow) la cual corresponde en su mayoría a partículas y coloides con una degradabilidad cinética del orden de diez veces menor a la CBODfast (Ronzano & Dapena).

El proceso de desnitrificación se modela como una reacción de primer orden a bajos niveles de oxígeno. Igualmente, las interacciones entre la columna de agua y los sedimentos contemplan el flujo de oxígeno disuelto y nutriente. La demanda de oxígeno de los sedimentos (*SOD*) y el flujo de nutrientes son simulados como función de la velocidad de asentamiento del fitoplancton y material orgánico particulado en la corriente.

En cuanto al crecimiento de algas, el modelo simula explícitamente las algas presentes en el fondo del canal. El coeficiente de extinción de luz se calcula en función de las algas, los detritos y los sólidos inorgánicos. Dado que el modelo considera la alcalinidad y el carbono inorgánico total, el pH de la corriente se modela en función de estos dos determinantes.

En general el balance de masa para cada segmento de la corriente se puede representar de la siguiente forma:



**Figura 3-13. Balance de masa de cada segmento (Chapra & Pelletier, 2003).**

El modelo contempla únicamente un análisis unidimensional, por lo cual se supone que el canal se encuentra bien mezclado tanto lateral como verticalmente. Como se menciona anteriormente, la ecuación de transporte ADE (Taylor, 1954) es la que gobierna el modelo. Dicha ecuación se resuelve para cada segmento.

$$V \frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial (A_c E \frac{\partial c}{\partial x})}{\partial x} dx - \frac{\partial (A_c U C)}{\partial x} dx + K V \frac{dc}{dt} + S$$

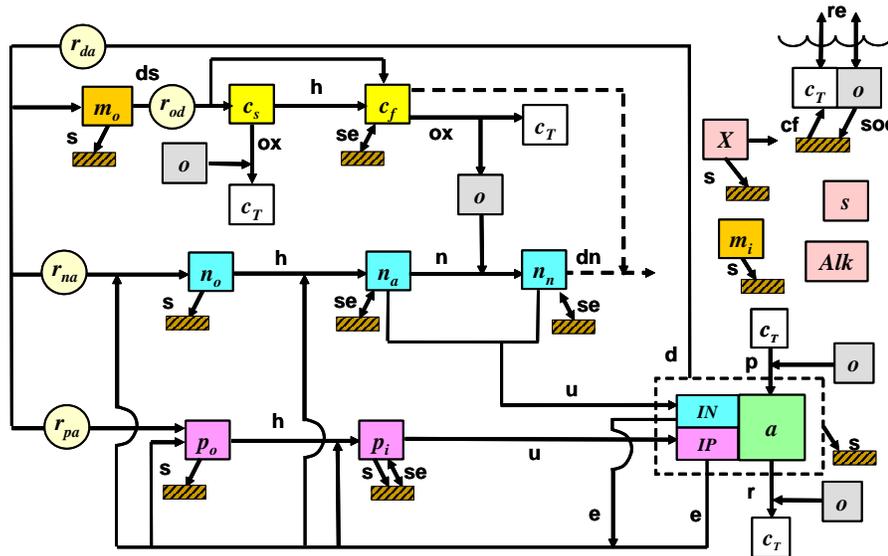
Donde  $V$  es el volumen de agua contenido en el segmento;  $c$  la concentración del determinante de calidad del agua analizado;  $A_c$  el área de la sección transversal del segmento;  $E$  el coeficiente de dispersión longitudinal;  $U$  la velocidad media del flujo;  $K$  una tasa cinética de primer o segundo orden y  $S$  las fuentes y/o sumideros externos (Camacho R. A., 2010). En general, se contemplan 19 determinantes de calidad de agua; estos se presentan en la Tabla 3-5.

**Tabla 3-5. Determinantes modelados en Qual2k (Adaptado de QUAL2K documentation versión 2.04 – Página 31)**

Variable	Símbolo	Unidades
Conductividad	$S_1, S_2$	$\mu\text{mhos/cm}$
Sólidos Suspendidos Inorgánicos	$m_{i,1}, m_{i,2}$	$\text{mgD/L}$
Oxígeno Disuelto	$O_1, O_2$	$\text{mgO}_2/\text{L}$
CBOD rápida descomposición	$C_{s,1}, C_{s,2}$	$\text{mg O}_2/\text{L}$
CBOD lenta descomposición	$C_{f,1}, C_{f,2}$	$\text{mg O}_2/\text{L}$
Nitrógeno Orgánico	$n_{o,1}, n_{o,2}$	$\mu\text{gN/L}$

Nitrógeno Amoniacal	$n_{a,1}, n_{a,2}$	$\mu\text{gN/L}$
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	$a_{p,1}, a_{p,2}$	$\mu\text{gA/L}$
Detritos	$m_{o,1}, m_{o,2}$	$\text{mgD/L}$
Patógenos	$x_1, x_2$	$\text{cfu/100 mL}$
Constituyente Genérico	$gen_1, gen_2$	Definido por el usuario
Alcalinidad	$Alk_1, Alk_2$	$\text{mgCaCO}_3/\text{L}$
Carbono Inorgánico Total	$c_{T,1}, c_{T,2}$	$\text{mol/L}$
Algas de lecho ( $a_b$ en la superficie de agua), biopelículas o bacterias heterotróficas ( $a_h$ en la zona hiporreica para el nivel 2 de cálculo)	$a_b, a_h$	$\text{gD/m}^2$
Nitrógeno de las algas de lecho	$IN_b$	$\text{mgN/m}^2$
Fósforo de las algas de lecho	$IP_b$	$\text{mgP/m}^2$

Un esquema de los procesos que se involucran en el modelo se presenta en la Figura 3-14.



**Figura 3-14. Modelo cinético y de transformación de masa. Tomado de (Chapra & Pelletier, 2003).**

Las variables se definen anteriormente en la Tabla 3-5. Los procesos cinéticos son disolución ( $ds$ ), hidrólisis ( $h$ ), oxidación ( $ox$ ), nitrificación ( $n$ ), desnitrificación ( $dn$ ), fotosíntesis ( $p$ ), respiración ( $r$ ), excreción ( $e$ ), muerte ( $d$ ), respiración/excreción ( $rx$ ). Igualmente, los procesos de transferencia de masa son reaeración ( $re$ ), sedimentación ( $s$ ), demanda de oxígeno de los sedimentos ( $SOD$ ), intercambio de sedimentos ( $se$ ) y flujo de

carbono inorgánico de los sedimentos (*cf.*). Una revisión detallada del modelo se presenta en (Chapra & Pelletier, 2003).

### 3.3.2 Construcción del modelo

Inicialmente se debe tener claridad sobre cómo y de qué forma se deben introducir los datos al modelo QUAL2Kw, por esta razón el entorno gráfico del modelo ha definido un color para cada una de sus celdas, los cuales representan si la información debe ser introducida por el usuario, o si es informativa, o si son resultados generados por el programa, a continuación se describen cada uno de los colores indicando que representan:

- Azul: Variables y parámetros que deben ser introducidos por el usuario
- Verde: Valores generados por el programa
- Amarillo: Datos medidos en campo que el usuario puede ingresar para realizar la respectiva calibración. Aunque sin estos el programa puede ser ejecutado.

A manera de ilustrar al lector la implementación del modelo, se presentan los pasos realizados para el tramo de estudio 1 (Puente Vía Pasquilla – La Rápida).

1. **Generalidades del Modelo:** Corresponde a la pestaña “Qual2k”. En ésta se deben ingresar datos generales como: el nombre del río, zona horaria, ruta de la carpeta donde serán guardados los datos de entrada y salida del modelo, fecha, el delta de tiempo del modelo en minutos (Para esto, se revisó el cumplimiento de Peclet y Courant - Véase el numeral 3.3.3 del presente documento), el número de días de simulación el cual debe ser de mínimo dos, el modo de solución del modelo, se escoge si se quieren modelar todas las variables o sólo la temperatura
2. **Definición de las condiciones de frontera:** La pestaña “Headwater” requiere el ingreso de condiciones de frontera en la cabecera de la corriente. Se ingresan las concentraciones iniciales de cada determinante de calidad de agua y el caudal en ese punto.

3. **Segmentación del tramo de estudio:** Se dividió el tramo de estudio en elementos de 100 metros de longitud. Dicha caracterización se realiza conforme al cumplimiento de los criterios de estabilidad numérica de Peclet y Courant.
4. **Hidráulica del modelo:** En este paso se deben ingresar las características geométricas propias de la corriente. Se pueden ingresar dos opciones de datos: Curvas de calibración de la forma  $v = aQ^b$ ,  $H = \alpha Q^\beta$  o parámetros de la ecuación de Manning  $(n, b, S)$ . Para el presente caso de estudio se hace uso de la primera opción, puesto que, estos datos se determinaron mediante la implementación del modelo en HEC – RAS (Universidad de los Andes, 2009).

Igualmente, se determina el perfil longitudinal del Río Tunjuelo en su cuenca media y baja. Esto se logra mediante las pendientes estimadas en cada tramo y su correspondiente abscisa. La ecuación utilizada es la siguiente:

$$H_{i+1} = H_i - S_{0i}\Delta x_i$$

Donde  $H_{i+1}$  es la elevación en el segmento  $i+1$ ;  $H_i$  la elevación en el segmento  $i$ ;  $S_{0i}$  la pendiente del fondo del canal del segmento y  $\Delta x_i$  la longitud del segmento. La cota del terreno del tramo aguas arriba se determina con un Sistema de Información Geográfica y un Modelo Digital de Elevación DE 30mx30m disponible para Colombia.

5. **Condiciones meteorológicas:** El modelo requiere de datos de temperatura del aire, temperatura de punto de rocío, velocidad del viento, porcentaje de cobertura de nubes y porcentaje de sombra. Dichos valores se determinan de las campañas de medición y monitoreo.
6. **Entradas al sistema:** Las entradas al sistema corresponde a los afluentes y vertimientos que se presentan en el tramo de estudio. Igualmente, se pueden modelar fuentes distribuidas como escorrentía.

- 7. Definición de las tasas de reacción:** Las tasas de reacción utilizadas para implementar el modelo corresponden a las determinadas en el estudio del año 2009 (Universidad de los Andes, 2009). Los procesos que se consideran para la calibración se presentan en la Tabla 3-6

**Tabla 3-6. Tasas y procesos calibrados (Universidad de los Andes, 2009).**

ID	Unidades	Tasa Correspondiente	Determinante
<b>OxidC</b>	1/d	Oxidación	CBOD
<b>Hydrol Norg</b>	1/d	Hidrólisis	N. Orgánico
<b>Nitrif NH4</b>	1/d	Nitrificación	N. Amoniacal
<b>Denitrif NH4</b>	1/d	Denitrificación	N. Amoniacal
<b>Hydrol Porg</b>	1/d	Hidrólisis	P. Orgánico
<b>Disolut Detritus (POM)</b>	1/d	Disolución	POM
<b>Vel. Sed Detritus (POM)</b>	m/d	Sedimentación	POM

Fuente: (Universidad de los Andes, 2009)

Las tasas anteriormente reportadas se obtienen mediante un proceso de calibración con las metodologías Monte Carlo y Generalised Likelihood Uncertainty Estimation Methodology (GLUE, Beven & Binley, 1992). Este proceso de calibración da como resultado los valores presentados en la Tabla 3-7

**Tabla 3-7. Tasas de reacción correspondientes al Río Tunjuelo (Universidad de los Andes, 2009).**

Tramo	Tasas de Reacción						
	OxidC	Hydrol Norg	Nitrif NH4	Denitrif NH4	Hydrol Porg	Disolut Detritus (POM)	Vel. Sed Detritus (POM)
<b>1</b>	0.83	0.78	0.105	0.097	0.26	0.3	0.92
<b>2</b>	0.32	0.2	0.43	0.19	0.4	0.09	1.33

Fuente: (Universidad de los Andes, 2009)

- 8. Datos observados:** Corresponden a los parámetros medidos en campo para los determinantes de calidad de agua en las campañas. La Figura 3-11 presenta los valores medidos para la campaña de seguimiento de masa.
- 9. Fitness:** En esta pestaña se debe construir la función objetivo para la posterior calibración del modelo. Para este caso de estudio se implementa el coeficiente de Nash – Sutcliffe.

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - \bar{Q}_o)^2}$$

Donde  $Q_o^t$  corresponde a los datos observados;  $Q_m^t$  los datos modelados y  $\bar{Q}_o$  el promedio de los datos observados. Dado que se considera un conjunto de parámetros, el valor de  $E$  se determina para cada determinante de calidad de agua y se le asigna un peso. El resultado final para obtener un  $E$  global es el siguiente:

$$E = \frac{\sum_{i=1}^I W_i \left[ 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - \bar{Q}_o)^2} \right]}{\sum_{i=1}^I W_i}$$

Donde  $W_i$  es el peso asignado a cada parámetro.

### 3.3.3 Criterios de estabilidad numérica en qual2k

Al momento de la implementación del modelo Qual2k se debe tener especial cuidado en la selección de los intervalos de distancia y tiempo. Se debe verificar que se cumplan determinados criterios de estabilidad en el momento de solucionar las ecuaciones diferenciales, con el fin de evitar difusión numérica en la solución del modelo. Los criterios de estabilidad considerados son Peclet –  $Pe$ - (distancia) y Courant – $Co$ - (tiempo).

$$P_e = \frac{\Delta x \cdot v}{D_x} < 2$$

$$C_o = \frac{\Delta t \cdot v}{\Delta x} < 1$$

Donde  $v$  es la velocidad del flujo [m/s];  $\Delta x$  el paso en el espacio [m];  $D_x$  el coeficiente de dispersión del cauce [m<sup>2</sup>/s] y  $\Delta t$  el paso en el tiempo [s].

El modelo en su pestaña “Qual2k” requiere de ingresar un valor de paso de cálculo, el cual corresponde a un delta o intervalo de tiempo para resolver las ecuaciones consideradas. El mecanismo para determinar éste valor es el siguiente:

1. Definir en la pestaña “Qual2k” un valor de delta tiempo en minutos (Calculation step).
2. Definir en la pestaña “Reach” la longitud de cada sub-tramo y sus respectivas características hidráulicas. Para éste caso de estudio, se hace uso de curvas de regresión de la forma  $v = aQ^b$  y  $H = \alpha Q^\beta$ .
3. Determinar el valor de Courant para cada sub-tramo. Se hace uso de la siguiente ecuación:

$$C_o = \frac{u(i) \cdot \Delta t \cdot (60 \text{min/seg})}{x_L(i) * (1000 \text{m/km})}$$

Donde  $u(i)$  es la velocidad en cada sub-tramo [m/s];  $\Delta t$  el delta de tiempo definido en la pestaña “Qual2k” [min] y  $x_L(i)$  la longitud de cada sub-tramo [km].

4. Una vez determinado el valor de  $C_o$  se verifica que en ningún sub-tramo se tenga un valor menor a 1.
5. En caso de tener un valor menor a 1, se debe cambiar el delta de tiempo en la pestaña “Qual2k” y repetir el procedimiento desde el paso 3.

El programa internamente calcula éstos criterios, por lo cual si se ingresa un valor muy alto de delta de tiempo se genera una ventana de advertencia y no se ejecuta el modelo.

### 3.4 Calibración

La metodología de calibración consiste en hacer uso del algoritmo genético denominado PIKAIA, el cual es una herramienta de optimización matemática que viene involucrada en el modelo Qual2kw exactamente en la hoja de cálculo rates. Este algoritmo genético requiere de una serie de parámetros que son definidos por el usuario. Estos se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 3-8. Parámetros del algoritmo genético PIKAIA

<b>Auto-calibration genetic algorithm control:</b>		
<b>Random number seed</b>	123456	Seed
<b>Model runs in a population (&lt;=512)</b>	135	np
<b>Generations in the evolution</b>	10	ngen
<b>Digits to encode genotype (&lt;=6)</b>	3	nd
<b>Crossover mode (1, 2, 3, 4, 5, 6, or 7)</b>	7	icross
<b>Crossover probability (0-1):</b>	0.85	pcross
<b>Mutation mode (1, 2, 3, 4, 5, or 6)</b>	2	imut
<b>Initial mutation rate (0-1):</b>	0.005	pmut
<b>Minimum mutation rate (0-1):</b>	0.0005	pmutmn
<b>Maximum mutation rate (0-1):</b>	0.25	pmutmx
<b>Relative fitness differential (0-1):</b>	1	fdif
<b>Reproduction plan (1, 2, or 3):</b>	2	irep
<b>Elitism (0 or 1):</b>	1	ielite
<b>Restart from previous evolution (0 or 1):</b>	0	irestart

Fuente: (Chapra &amp; Pelletier, 2003)

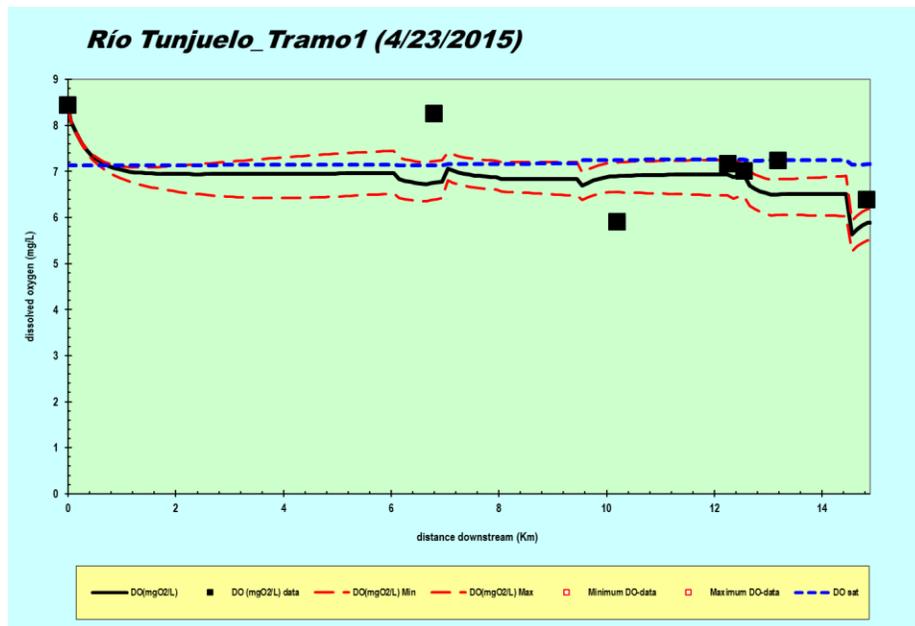
De acuerdo con (Vera Puerto, 2007) este algoritmo genético es similar a la naturaleza, ya que se crean poblaciones de individuos, los cuales son valores que se generan aleatoriamente para hacer corridas del modelo, las cuales son posteriormente evaluadas por una función objetivo, que en este caso corresponde al coeficiente de Nash, descrito en el paso 9 del numeral 3.3.2 Construcción del modelo.

Se debe resaltar que no existe un número óptimo de corridas, y por lo tanto se debe buscar el número de corridas que permita la convergencia del coeficiente de Nash. Se dejarán por defecto los valores recomendados en el modelo Qual2kw, sin embargo, se variarán únicamente el número de poblaciones *np* y las generaciones *ngen*. Estos dos parámetros controlan el número de corridas que realiza el modelo. Dado lo anterior, valores altos de *np* y *ngen* generan un mayor número de corridas y por consiguiente un aumento considerable de los tiempos computacionales. (Vera Puerto, 2007).

## 4. Implementación del modelo

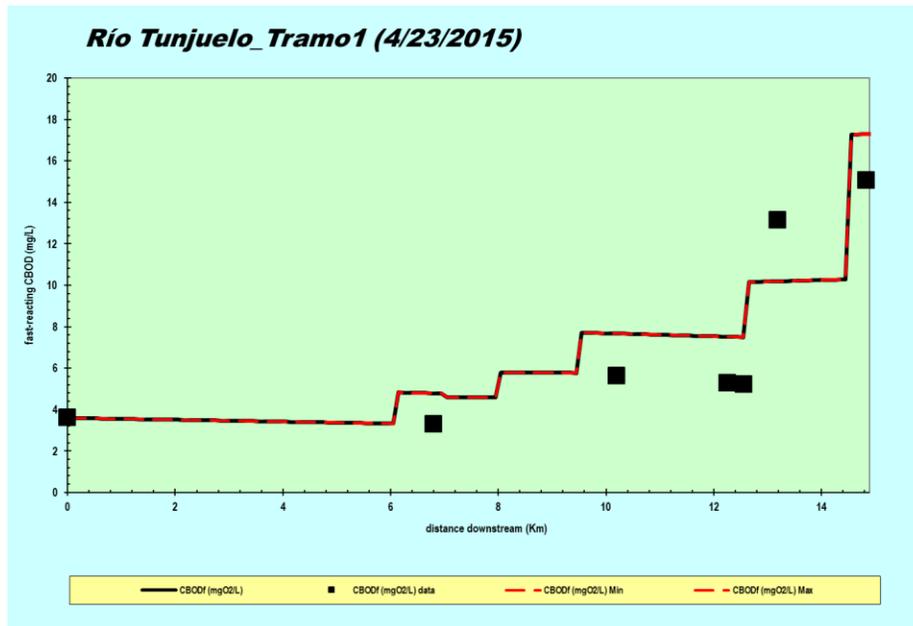
### 4.1 Resultados del modelo

Para la implementación del modelo se siguió la metodología propuesta en el capítulo anterior y se utilizó la información del convenio 069/2007 entre la secretaría distrital de Ambiente y la universidad de los Andes (Universidad de los Andes, 2009). El modelo presenta los resultados para la distancia del tramo específico que se definió en la pestaña Reach. De la Figura 4-1 a la Figura 4-3 se presentan los resultados longitudinales para el tramo de estudio uno. Estos corresponden a la campaña de seguimiento de masa.



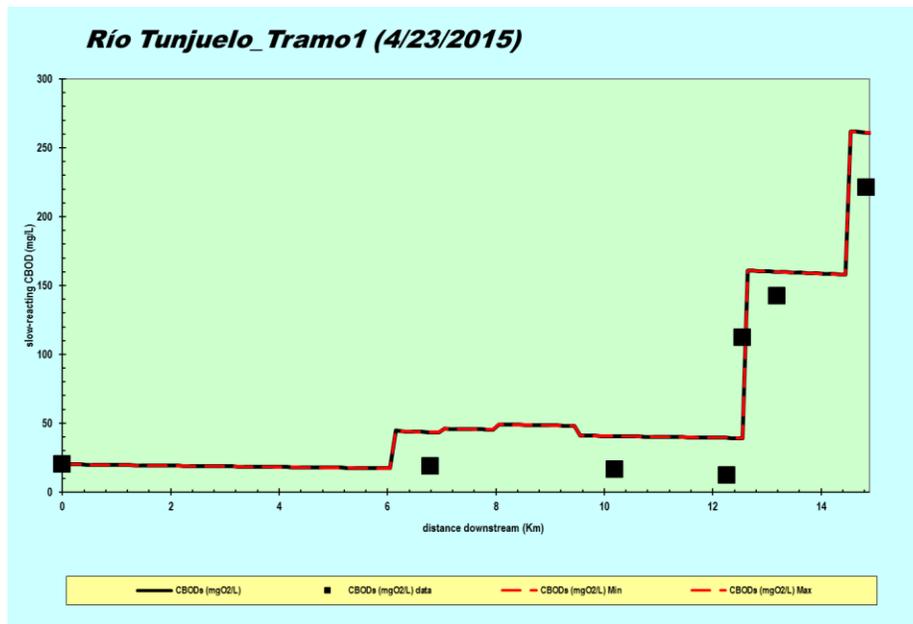
Fuente: Elaboración Propia

**Figura 4-1. Perfil de oxígeno disuelto para las tasas reportadas por Universidad de los Andes (2009).**



Fuente: Elaboración Propia

Figura 4-2. Perfil de  $DBO_{fast}$  para las tasas reportadas por Universidad de los Andes (2009)



Fuente: Elaboración Propia

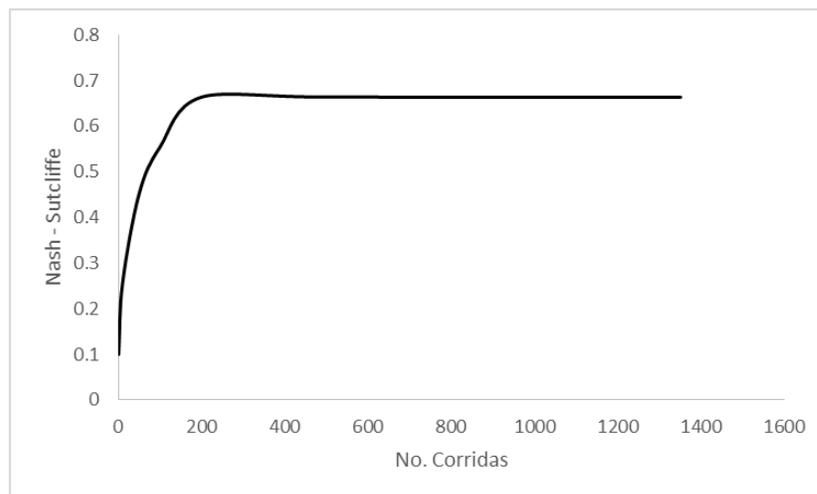
Figura 4-3. Perfil de  $DBO_{slow}$  para las tasas reportadas por Universidad de los Andes (2009)

## 4.2 Calibración

El proceso de calibración se hizo siguiendo la metodología mencionada en el anterior capítulo. Se debe resaltar que no existe un número óptimo de corridas, y por lo tanto se debe buscar el número de corridas que permita la convergencia del coeficiente de Nash, tal como se muestra en la Figura 4-4.

Se deja por defecto los valores recomendados en el modelo Qual2kw, sin embargo, se varían únicamente el número de poblaciones  $np$  y las generaciones  $ngen$ . Estos dos parámetros controlan el número de corridas que realiza el modelo. Dado lo anterior, valores altos de  $np$  y  $ngen$  generan un mayor número de corridas y por consiguiente un aumento considerable de los tiempos computacionales.

La siguiente figura presenta la relación entre el número de simulaciones y el coeficiente de Nash – Sutcliffe obtenido.



Fuente: Elaboración Propia

**Figura 4-4. Variación del número de corridas del modelo con la convergencia del coeficiente de Nash – Sutcliffe**

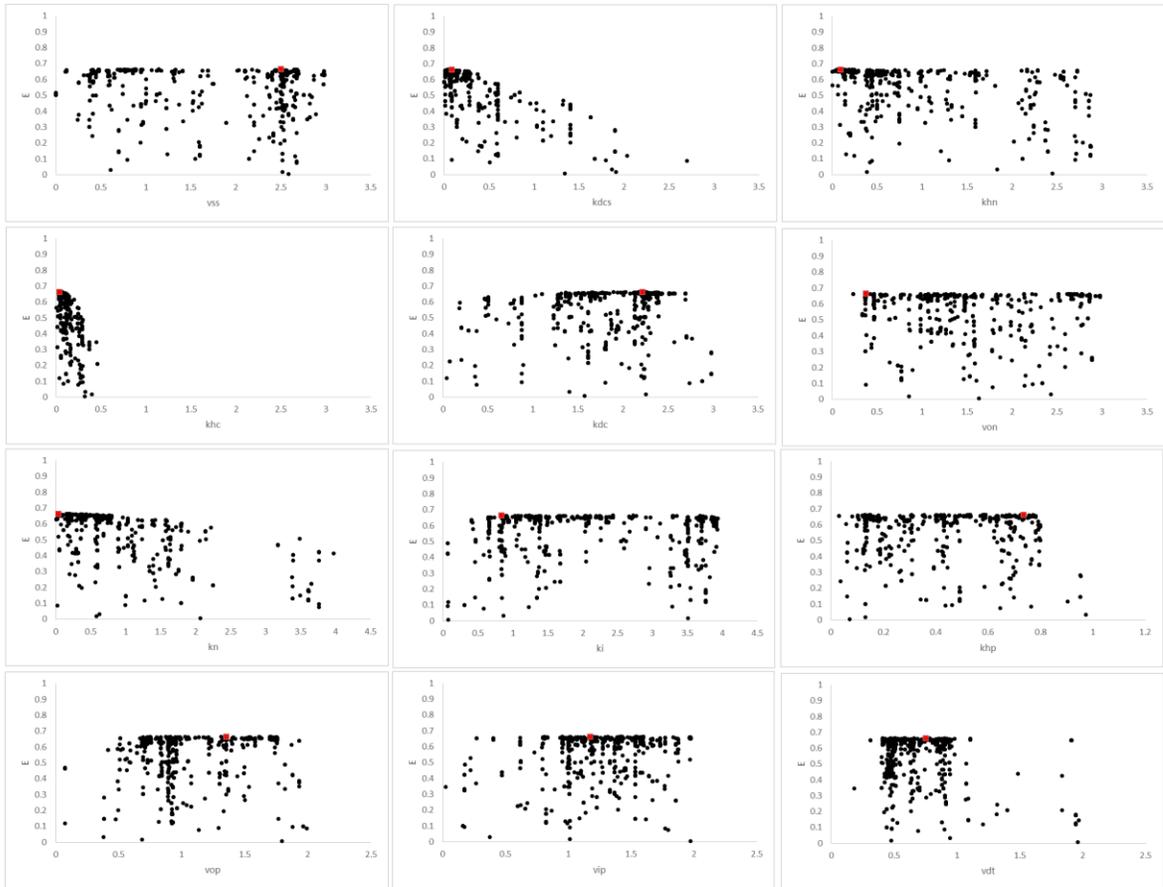
Las constantes cinéticas consideradas y calibradas para los tramos de estudio se presentan en la Tabla 4-1:

**Tabla 4-1. Constantes cinéticas consideradas para la calibración del modelo.**

ID	Unidades	Tasa Correspondiente	Determinante
vss	m/d	Sedimentación	Sólidos suspendidos inorgánicos
khc	1/d	Hidrólisis	DBO lenta
kdc	1/d	Oxidación	DBO lenta
kdc	1/d	Oxidación	DBO rápida
khn	1/d	Hidrólisis	Nitrógeno orgánico
von	m/d	Sedimentación	Nitrógeno orgánico
kn	1/d	Nitrificación	Amonio
ki	1/d	Desnitrificación	Nitrato
Khp	1/d	Hidrólisis	Fósforo orgánico
Vop	m/d	Sedimentación	Fósforo orgánico
Vip	m/d	Sedimentación	Fósforo inorgánico
Kdt	1/d	Disolución	Materia Orgánica particulada
vdt	m/d	Sedimentación	Materia Orgánica particulada

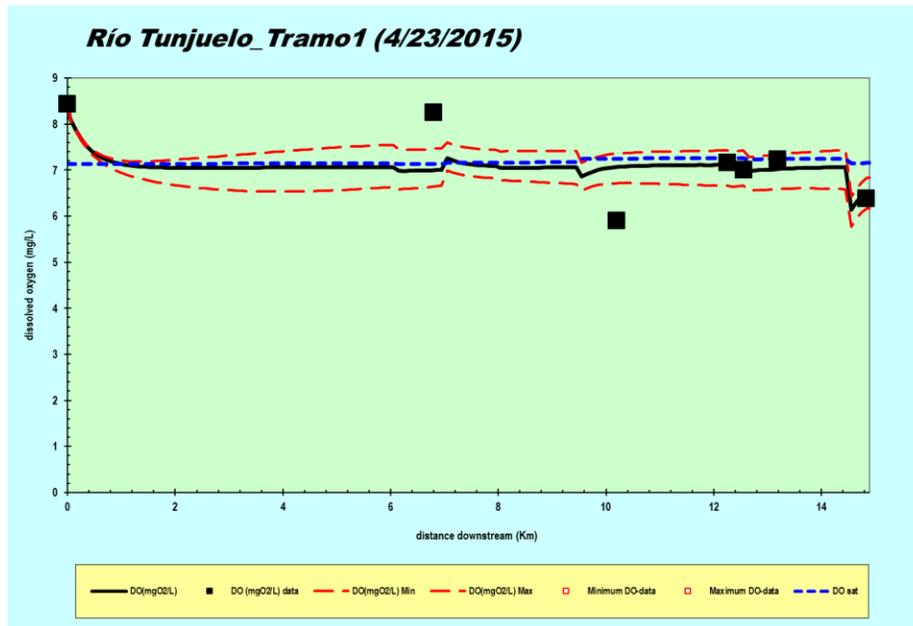
Fuente: (Chapra &amp; Pelletier, 2003)

Luego de realizar el proceso de calibración, se logra identificar que las tasas más sensibles del modelo corresponden a la tasa de hidrólisis y de oxidación de la DBO lenta. Esto se puede observar en las gráficas de dispersión paramétrica presentadas en la Figura 4-5. Igualmente, se puede concluir que únicamente un valor para éstas tasas (de la DBO lenta) representan de forma correcta los perfiles observados durante las campañas de seguimiento de masa, mientras que, cualquier valor dentro del rango físicamente posible de las demás tasas, generan la misma respuesta del modelo, por lo cual se consideran parámetros no representativos del modelo y que por consiguiente no afectan la respuesta del mismo. Los resultados de calibración para el tramo 1 son presentados de la Figura 4-6 a la Figura 4-8, en estas figuras se pueden observar los perfiles determinados por el modelo una vez hecha la calibración y la representación de los datos observados por la Universidad de los Andes (2009).



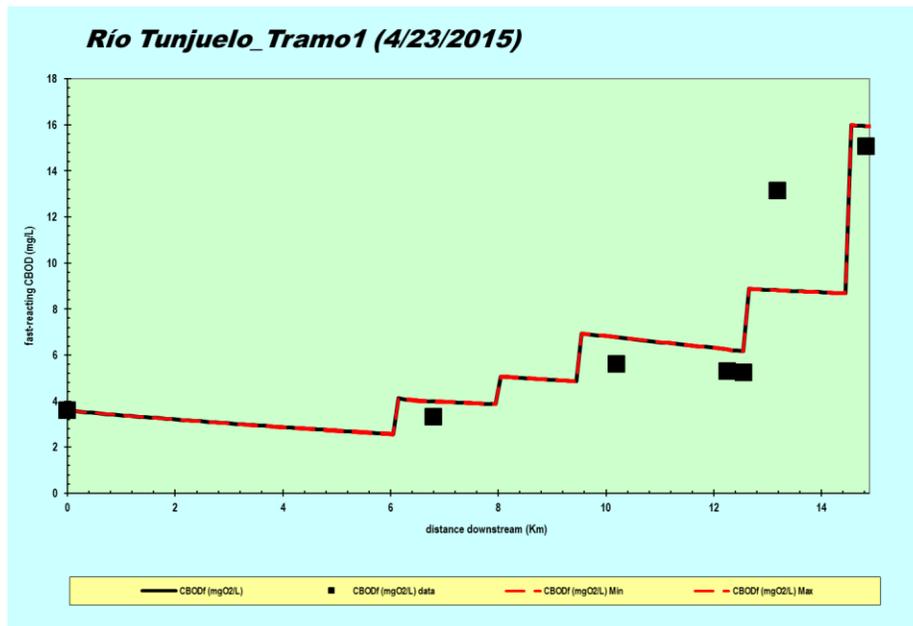
Fuente: Elaboración Propia

**Figura 4-5. Gráfica de dispersión paramétrica Tramo I**



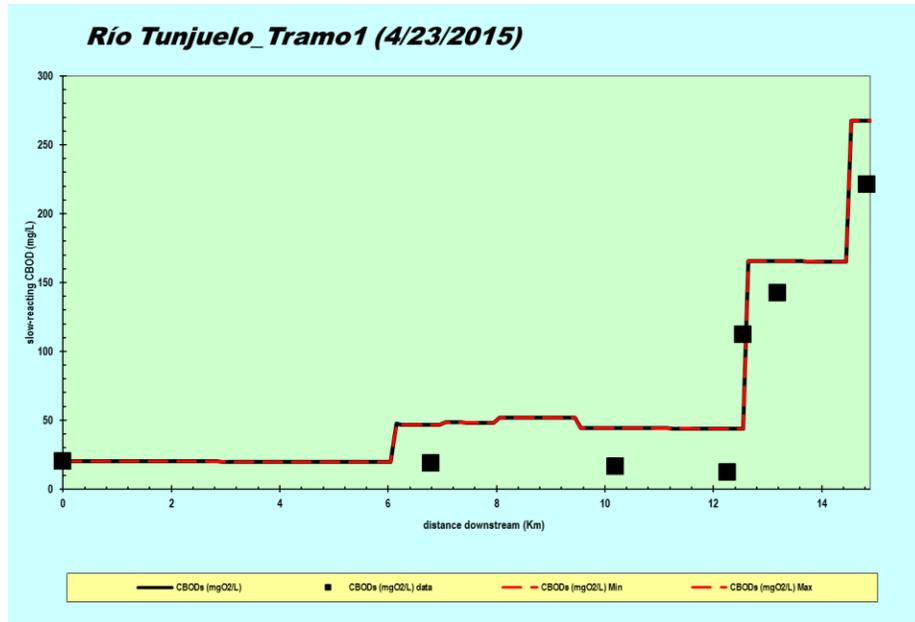
Fuente: Elaboración Propia

Figura 4-6. Perfil de Oxígeno Disuelto resultante de la calibración. Tramo I



Fuente: Elaboración Propia

Figura 4-7. Perfil de DBO<sub>fast</sub> resultante de la calibración. Tramo I



Fuente: Elaboración Propia

**Figura 4-8. Perfil de  $DBO_{slow}$  resultante de la calibración. Tramo I**

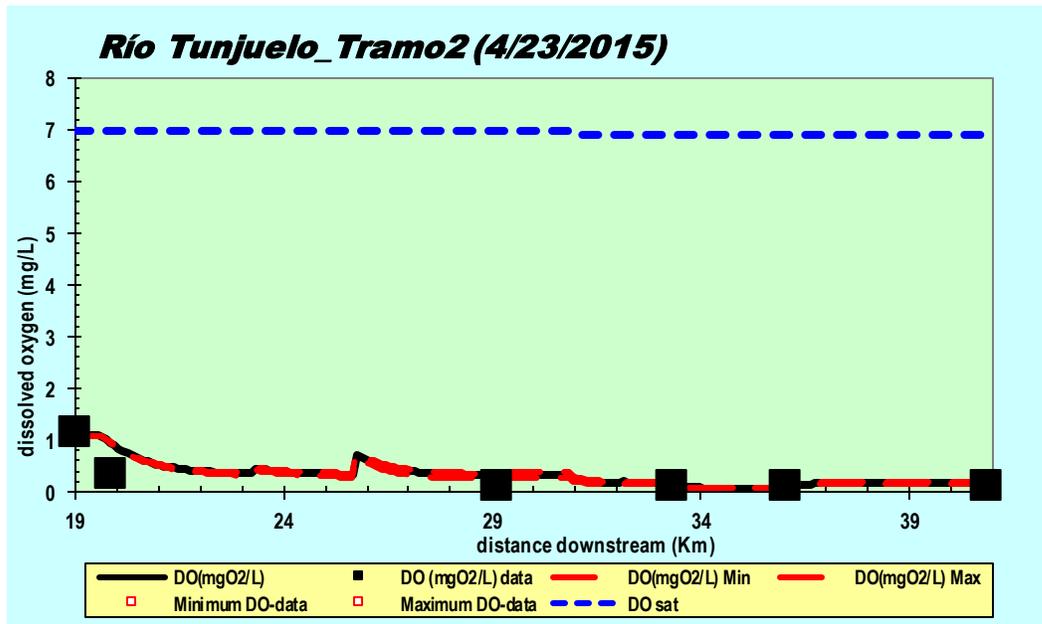
Se observa una buena representación de los datos observados con los modelados. Los parámetros obtenidos generan un valor de la función objetivo de 0.6637. El conjunto de parámetros para el tramo 1 es el siguiente:

**Tabla 4-2. Tasas de calibración óptimas del modelo. Tramo 1**

Vss	khc	kdc	kdc	khn	von	kn	ki	khp	vop	vip	kdt	vd
2.502	0.039	0.084	2.214	0.093	0.375	0.036	0.836	0.736	1.354	1.172	0.115	0.75

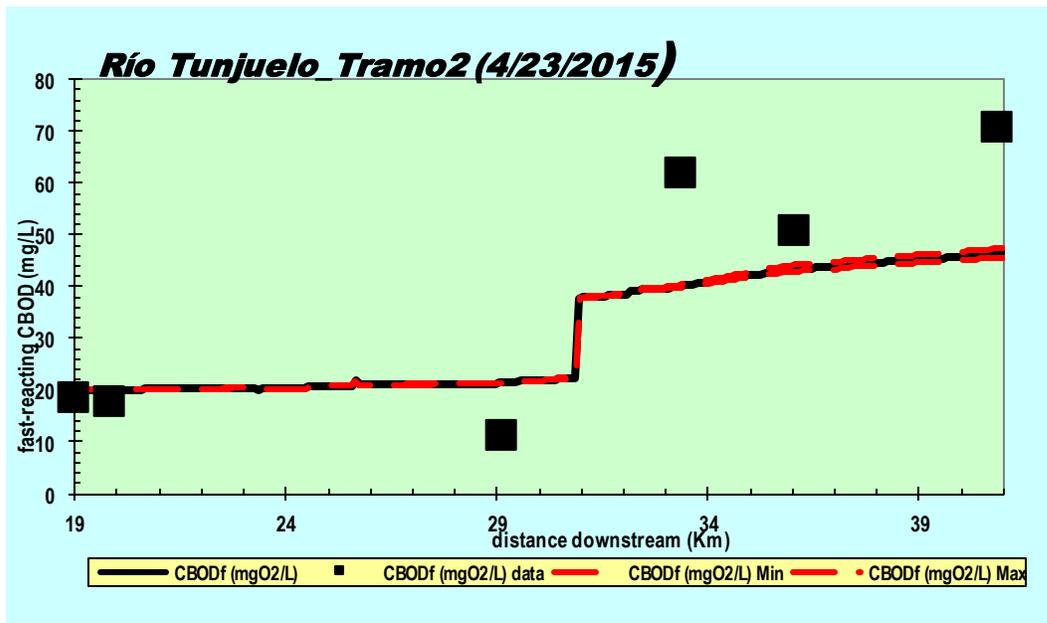
Fuente: Elaboración Propia

Los resultados de calibración para el tramo 2 son presentados de la Figura 4-9 a la Figura 4-11, en estas figuras se pueden observar los perfiles determinados por el modelo para el tramo 2 una vez hecha la calibración y la representación de los datos observados por la Universidad de los Andes (2009).



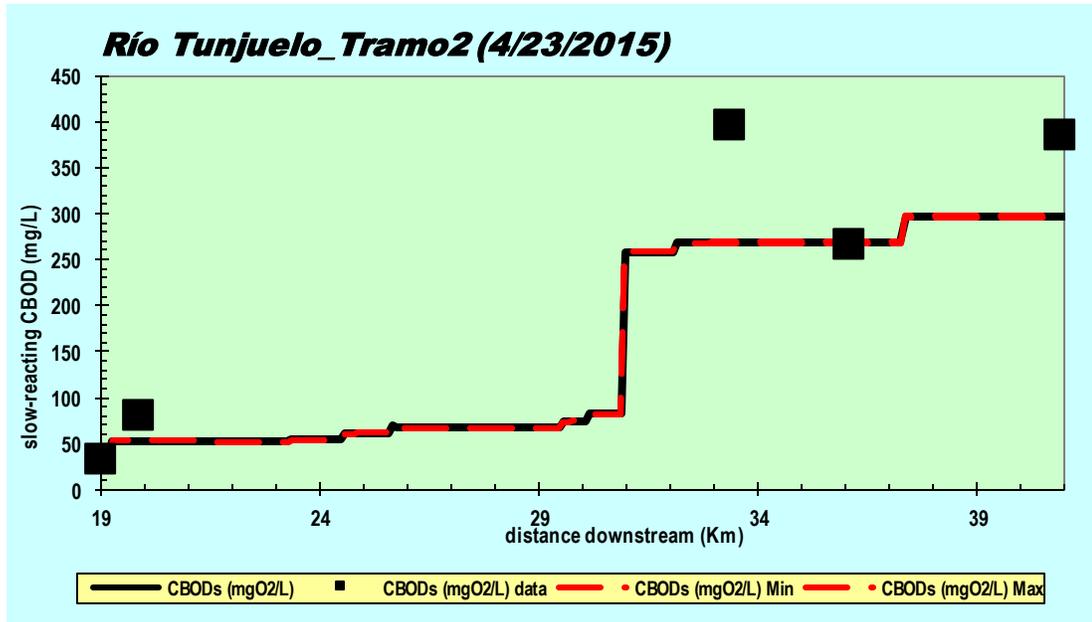
Fuente: Elaboración Propia

Figura 4-9. Perfil de Oxígeno Disuelto resultante de la calibración. Tramo II.



Fuente: Elaboración Propia

Figura 4-10. Perfil de DBO<sub>fast</sub> resultante de la calibración. Tramo II.



Fuente: Elaboración Propia

**Figura 4-11. Perfil de DBO<sub>slow</sub> resultante de la calibración. Tramo II**

La siguiente figura presenta la relación entre el número de simulaciones y el coeficiente de Nash – Sutcliffe obtenido para el tramo 2.



Fuente: Elaboración Propia

**Figura 4-12. Variación del número de corridas del modelo con la convergencia del coeficiente de Nash – Sutcliffe**

El modelo calibrado para los tramos 1 y 2 se presenta en el Anexo B



## 5. Simulación de escenarios de saneamiento de Bogotá para el río Tunjuelo

Una vez calibrado el modelo Qual2kw, se plantean las distintas alternativas de saneamiento hídrico para la cuenca media y baja del Río Tunjuelo. Los escenarios contemplan principalmente 2 situaciones:

1. Que no se realice ninguna intervención a las descargas existentes en el río, y que los caudales que se vierten actualmente al río se aumenten aproximadamente 20%, de acuerdo con el estudio de Población y Demanda realizado por (INGETEC S.A., 2014), en el cual se establece que para el año 2020 en la cuenca urbana del río Tunjuelo los caudales aumentarán aproximadamente 20% respecto a los caudales actuales.
2. Que se eliminen todos los vertimientos de aguas negras al río y estas fueran enviadas directamente a los interceptores que llevan el agua residual a la futura planta Canoas. Así mismo que a las quebradas se les mejorara la calidad del agua construyendo interceptores paralelos que capten las descargas de aguas sanitarias.

**Tabla 5-1. Escenarios de Saneamiento**

Tramo	Inicio	Final	Escenario
1	La Regadera	La Rápida	Sin intervención y aumento del 20% de los caudales de aguas sanitarias
			Eliminación las descargas de agua residual que ingresan al río. Y mejoramiento de la calidad de agua de las quebradas
			Eliminación las descargas de agua residual que ingresan al río. Y mejoramiento de la calidad de agua de las quebradas – Relleno Doña Juana entregando al río sin tratamiento.

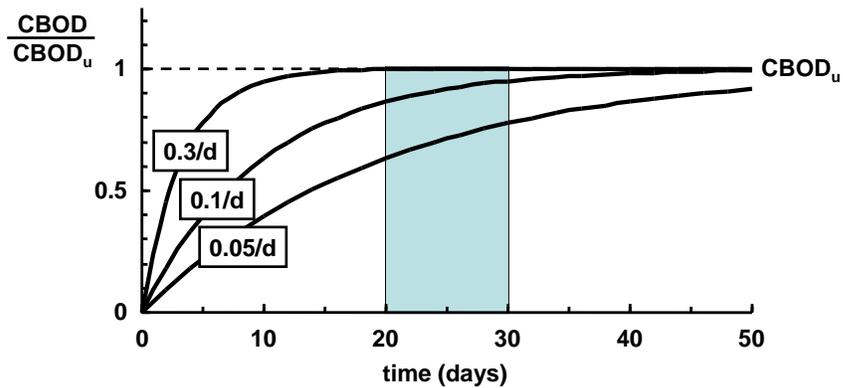
Tramo	Inicio	Final	Escenario
2	Barrio México	Isla Pontón – San José	Sin intervención y aumento del 20% de los caudales de aguas sanitarias
			Eliminación las descargas de agua residual que ingresan al río. Y mejoramiento de la calidad de agua de las quebradas
			Eliminación las descargas de agua residual que ingresan al río. Y mejoramiento de la calidad de agua de las quebradas – Implementando re aireación a la salida de las canteras. OD: 6.38 mg/l

Fuente: Elaboración Propia

## 5.1 TRAMO I

Para este tramo se consideran los tres escenarios definidos en la Tabla 5-1. Para el escenario en el que se contempla la entrega de lixiviados del relleno sanitario doña Juana al río Tunjuelo sin ningún tipo de tratamiento, se utilizaron datos del trabajo de tesis denominado: “Estimación del efecto del lixiviado del Relleno Sanitario Doña Juana sobre la calidad del agua del Río Tunjuelo y su posible tratamiento en la PTAR Canoas” de (Cristancho, 2013), en el que se presentan las características del lixiviado del relleno sin tratamiento, indicando que el oxígeno disuelto tiene una concentración entre 0,14 y 4,37 mg/l, para este escenario se utilizará el valor más crítico, es decir 0,14 mg/l, en cuanto a la DBO<sub>5</sub> se tomará una concentración de 12.368 mg/l y la DQO una concentración de 20.467 mg/l.

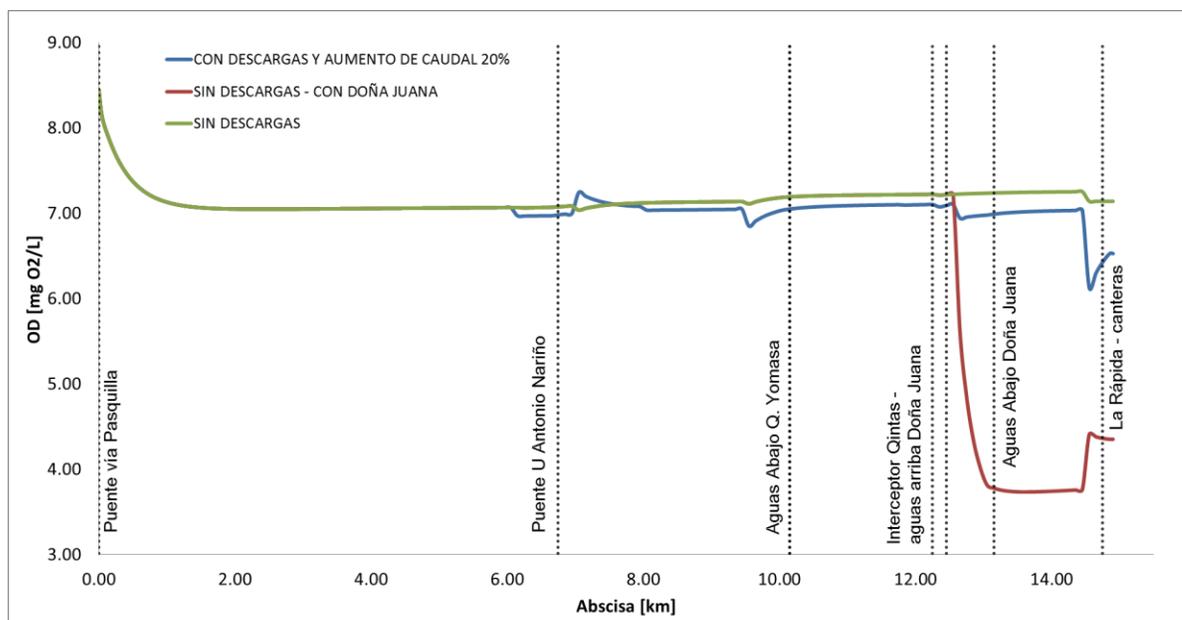
Se resalta que el modelo desarrollado en el programa QUAL2Kw se presenta la materia orgánica (DBO) como: DBOslow (Demanda Bioquímica de Oxígeno de lenta oxidación) y DBOfast (Demanda Bioquímica de Oxígeno de rápida oxidación), por lo que se hace necesario transformar la DBO<sub>5</sub> a DBOfast y DBO slow. Considerando lo expresado en el manual de teoría y documentación del QUAL2Kw versión 5.1 (Chapra & Pelletier, 2008) se define que la DBOfast es igual a la DBOu (Demanda última de oxígeno o también considerada como la DBO a los 20 o 30 días), así mismo en la Tabla 2-1 se presenta que la relación BOD<sub>5</sub>/BODu es igual a 0.83 para aguas sin tratamiento como es el caso del río Tunjuelo. Así mismo en la Figura 5-1 se presenta la progresión de la prueba de DBO en el tiempo. En cuanto a la DBOslow el manual la presenta como la diferencia entre la DQO y la DBOu.



**Figura 5-1. Progresión de la prueba de la DBO para varios niveles de tasa de descomposición – Tomado de (Chapra & Pelletier, 2008)**

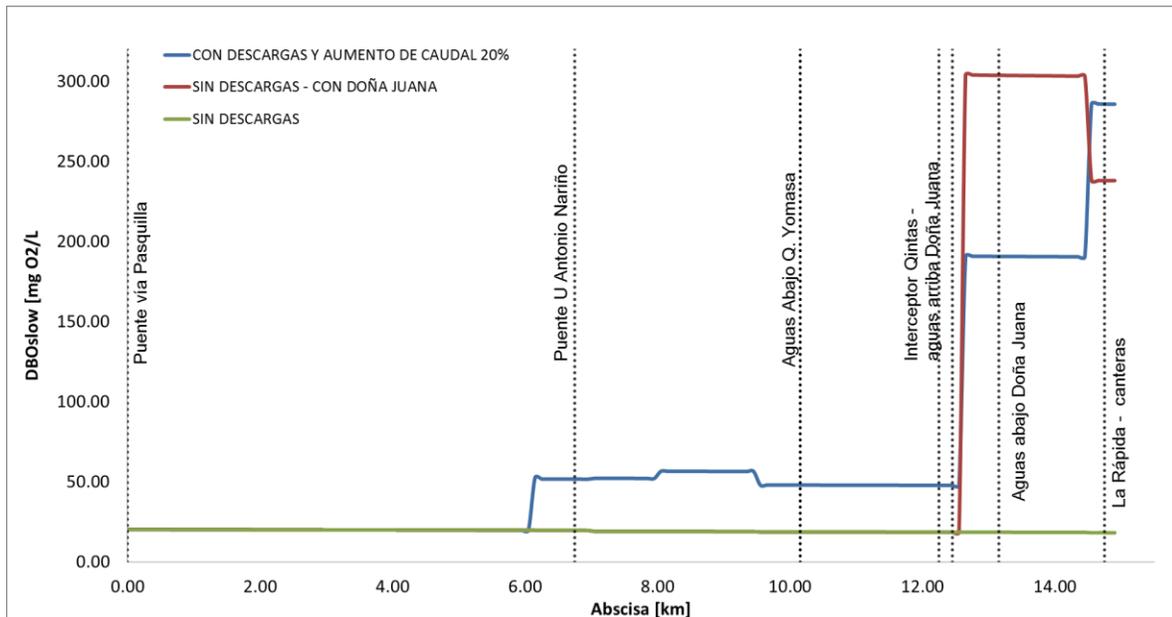
De acuerdo con lo anterior la  $DBO_{fast}$  de los lixiviados de doña Juana es igual a 14.901 mg/l y la  $DBO_{slow}$  es igual a 5.566 mg/l. En cuanto al caudal, (Cristancho, 2013) pudo establecer una proyección del aumento del caudal de lixiviados en el tiempo, calculando que en promedio el caudal de lixiviados de doña Juana llegará a los 34l/s.

Los resultados de modelación de OD,  $DBO_{slow}$  y  $DBO_{fast}$  para los escenarios contemplados en el tramo 1, se presentan en la Figura 5-2, Figura 5-3 y Figura 5-4.



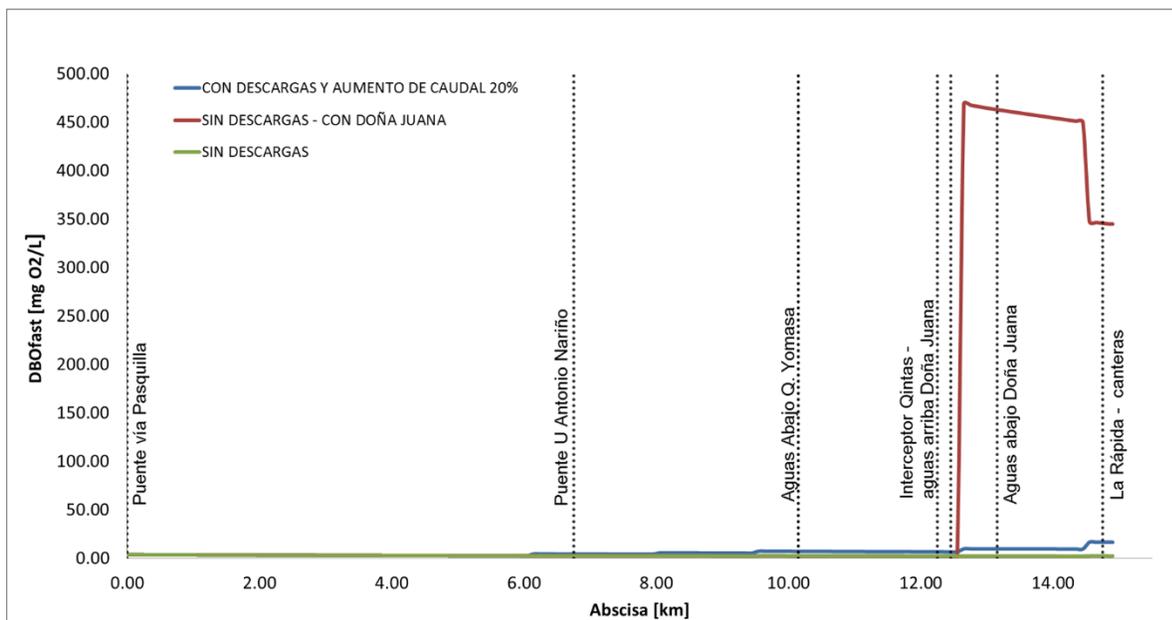
Fuente: Elaboración Propia

**Figura 5-2. Comparación de resultados de modelación. Oxígeno Disuelto Tramo I**



Fuente: Elaboración Propia

Figura 5-3. Comparación de resultados de modelación.  $DBO_{slow}$  Tramo I



Fuente: Elaboración Propia

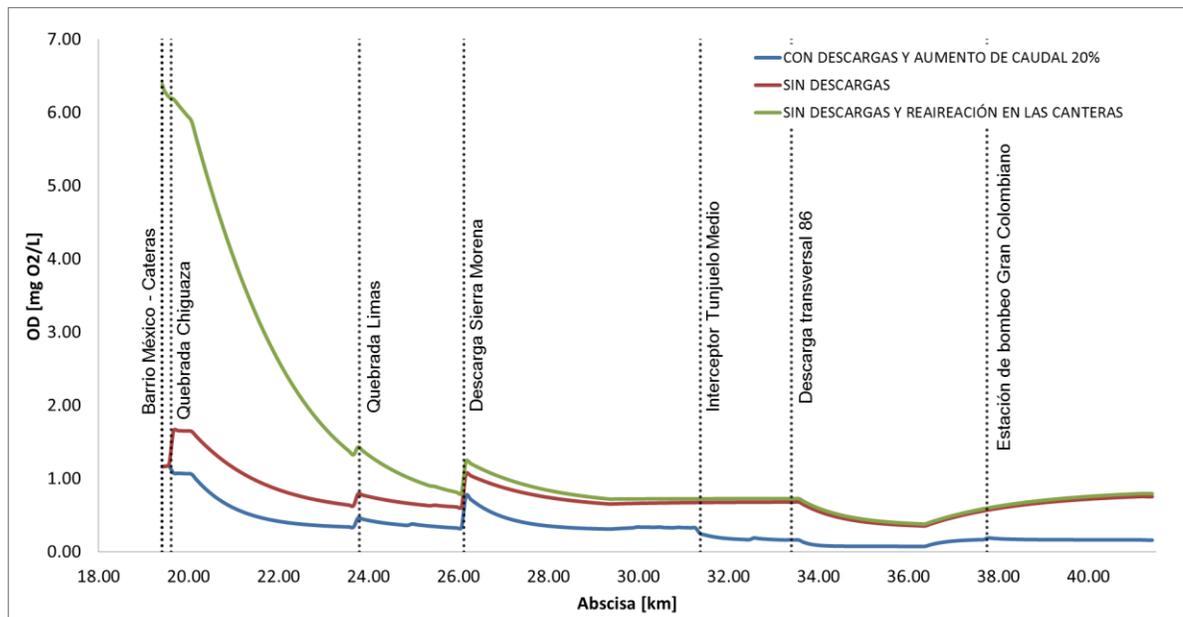
Figura 5-4. Comparación de resultados de modelación.  $DBO_{fast}$  Tramo I

De las figuras anteriores, se puede observar que se encuentra una diferencia significativa entre escenarios. Por una parte, en determinadas abscisas la concentración generada por las descargas de agua residual conlleva a un incremento en la concentración de contaminante en el río. La descarga del Barrio Usme (K6+171) ubicada antes de la

universidad Antonio Nariño, es un punto de alta contaminación, por lo cual la implementación del interceptor resulta ser una alternativa de saneamiento hídrico adecuada para ésta zona. Se resalta que la descarga de lixiviados de Doña Juana (K12+672) sin tratamiento al río Tunjuelo, aporta una concentración muy alta de DBO y una baja concentración de oxígeno disuelto que repercute de manera significativa en la calidad del agua del río; por esta razón es muy importante que en ningún momento los lixiviados de Doña Juana sean vertidos directamente al río sin tratamiento; y en caso de que en un futuro, la planta de tratamiento de lixiviados dejara de funcionar por cualquier razón, estos lixiviados deben ser enviados al interceptor Tunjuelo Alto para que no contaminen el río y sean tratados en la PTAR Canoas.

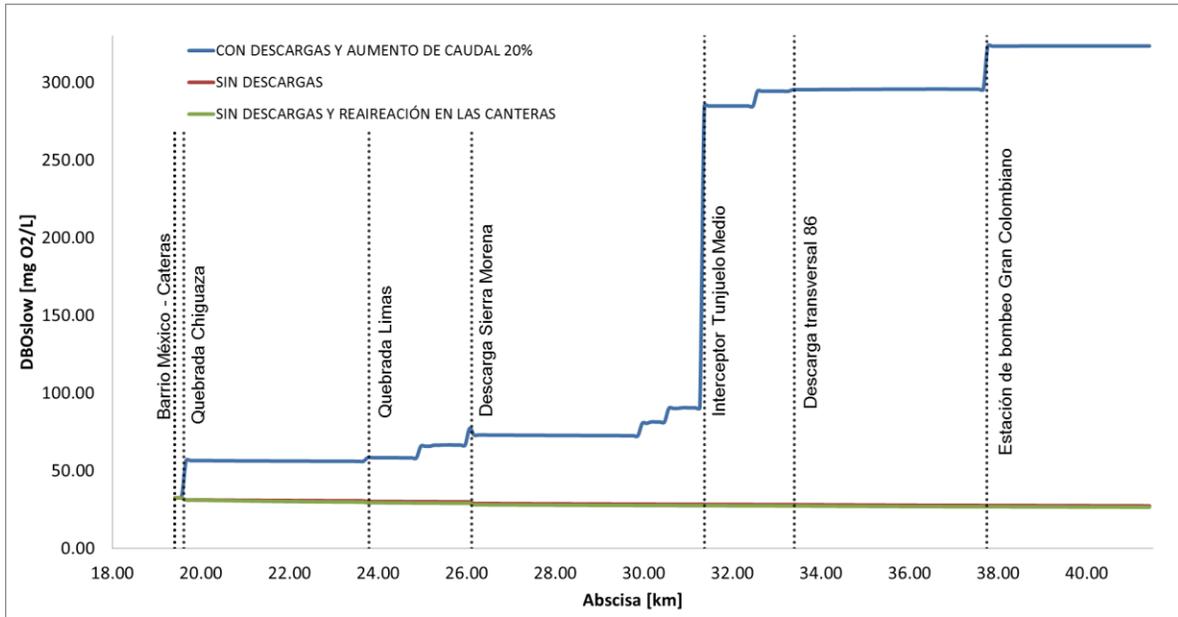
## 5.2 TRAMO II

Para este tramo se consideran los tres escenarios definidos en la Tabla 5-1. Los resultados de modelación de OD,  $DBO_{slow}$  y  $DBO_{fast}$  se presentan en la Figura 5-5, Figura 5-6 y Figura 5-7.



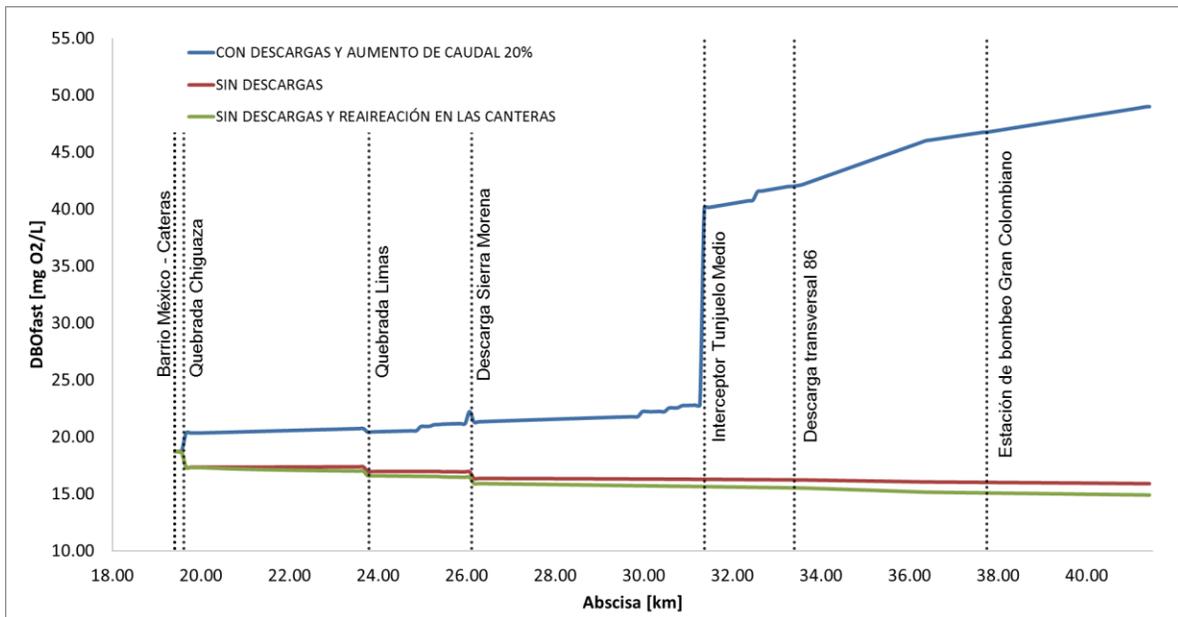
Fuente: Elaboración Propia

**Figura 5-5. Comparación de resultados de modelación. Oxígeno Disuelto Tramo II**



Fuente: Elaboración Propia

Figura 5-6. Comparación de resultados de modelación. DBO<sub>slow</sub> Tramo II



Fuente: Elaboración Propia

Figura 5-7. Comparación de resultados de modelación. DBO<sub>fast</sub> Tramo II

La modelación anterior permite determinar la importancia de la construcción de los interceptores paralelos al Río Tunjuelo y sus quebradas tributarias. Se observa que se

genera una reducción de hasta el 70% de las concentraciones de contaminantes a lo largo del cauce, sin embargo, la concentración de oxígeno disuelto continúa con un valor muy bajo, debido a que en este tramo el río cuenta con pendientes y velocidades muy bajas que generan bajas concentraciones de oxígeno disuelto, aun así, sí se mejoran las condiciones del oxígeno disuelto a la salida de las canteras, el río vuelve a quedar en condiciones prácticamente anóxicas.

De lo anterior se puede concluir que el interceptor funciona, siempre y cuando se trate el agua del río en diferentes puntos de su trayecto, construyendo estructuras de re aireación que permitan aumentar el oxígeno disuelto del río. Así mismo se recomienda que a la salida del río del sector de las canteras se implemente una estructura de re aireación ya que entre la entrada del río a las cantera y la salida de esta, los valores de oxígeno disuelto decaen drásticamente, esto se debe a las características propias de contaminantes generados en procesos de minería, y a procesos anaerobios que se producen al interior de las aguas estancadas en el sector de las canteras.

### 5.3 Objetivos de calidad para el río Tunjuelo.

La secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá, es la entidad encargada de fijar los objetivos de calidad de los ríos del perímetro urbano de la ciudad. Por esta razón, mediante la resolución 5731 de 2008 fijó dichos objetivos para los ríos: Salitre, Fucha, Torca y Tunjuelo. En el caso del río Tunjuelo, se establecieron diferentes objetivos de calidad para 4 tramos del río Tunjuelo a 10 años.

A continuación se presentan los objetivos de calidad planteados a 10 años para los parámetros OD y DBO planteados para los 4 tramos del río Tunjuelo:

**Tabla 5-2. Objetivos de calidad del río Tunjuelo – Parámetros OD y DBO<sub>5</sub>**

Tramo	Desde	Hasta	Objetivo OD (mg/l)	Objetivo DBO <sub>5</sub> (mg/l)
1	Entrada perímetro urbano	Q. Yomasa	8	5
2	Q Yomasa	Av. Boyacá	5	50
3	Av. Boyacá	Autopista Sur	2	50

Tramo	Desde	Hasta	Objetivo OD (mg/l)	Objetivo DBO <sub>5</sub> (mg/l)
4	Autopista Sur	Desembocadura del río Tunjuelo	1	100

Fuente: Secretaría Distrital de Ambiente

Como se dijo anteriormente, se debe considerar que el modelo desarrollado en el programa QUAL2Kw se presenta la materia orgánica (DBO) como: DBOslow (Demanda Bioquímica de Oxígeno de lenta oxidación) y DBOfast (Demanda Bioquímica de Oxígeno de rápida oxidación), por lo que se hace necesario transformar la DBO<sub>5</sub> a DBOfast, considerando lo expresado en el manual de teoría y documentación del QUAL2Kw versión 5.1 (Chapra & Pelletier, 2008). De acuerdo con esto, y teniendo en cuenta la relación entre la DBO<sub>u</sub> y la DBO<sub>5</sub> presentada en la Tabla 2-1, los valores objetivos de DBOfast se presentan en la Tabla 5-3.

**Tabla 5-3. Objetivos de calidad del río Tunjuelo – DBO<sub>u</sub> o DBOfast**

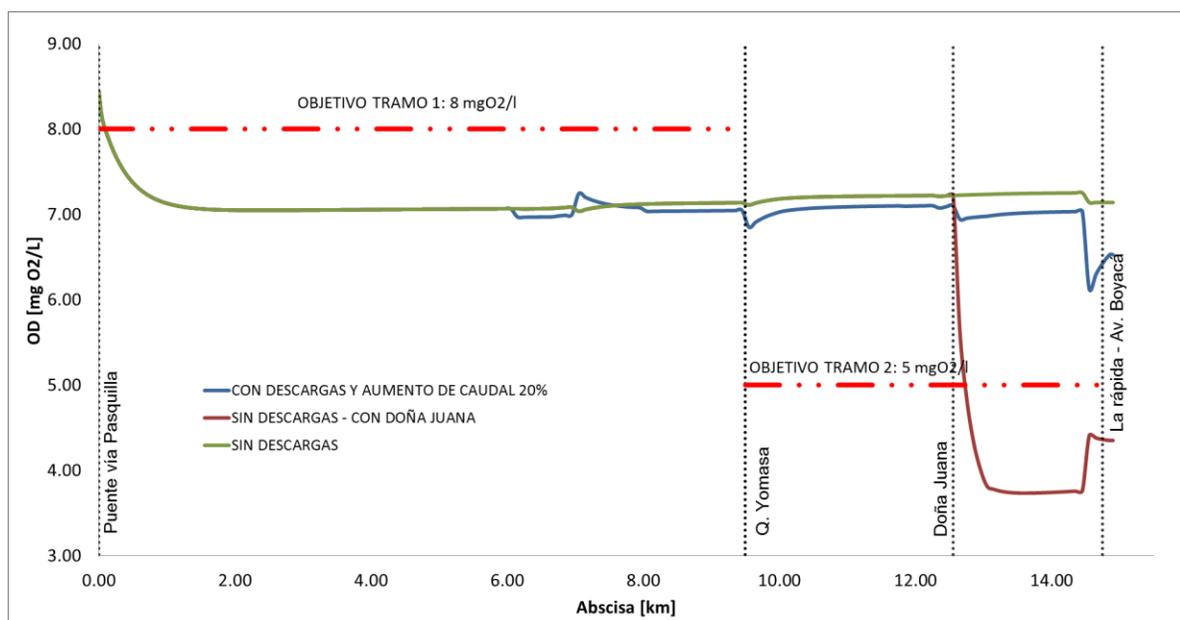
Tramo	Desde	Hasta	Objetivo DBO <sub>u</sub> o DBOfast (mg/l)
1	Entrada perímetro urbano	Q. Yomasa	6
2	Q Yomasa	Av. Boyacá	60
3	Av. Boyacá	Autopista Sur	60
4	Autopista Sur	Desembocadura del río Tunjuelo	120

Fuente: Elaboración Propia

Considerando que los tramos 1 y 2 de los objetivos de calidad del río Tunjuelo corresponden al tramo 1 del modelo desarrollado en este trabajo, se pudo establecer que para el escenario de mantener las descargas y aumentar el caudal 20%, el tramo 1 de los objetivos de calidad tiene concentraciones de OD entre 8.4 y 6.9 mg/l, muy cercanos al objetivo de 8 mg/l, en cuanto a DBO el tramo 1 actualmente tiene concentraciones entre 3.6 y 6.7, las cuales están cercanas del objetivo de 6 mg/l de DBO. En cuanto al tramo 2 de los objetivos de calidad tiene concentraciones de OD entre 6.9 y 6.5 mg/l, los cuales están por encima del objetivo de 5 mg/l, en cuanto a DBO el tramo 2 actualmente tiene concentraciones entre 6 y 16 mg/l, las cuales están cumpliendo con el objetivo de 60 mg/l de DBO. (Véase la Figura 5-8 y Figura 5-9).

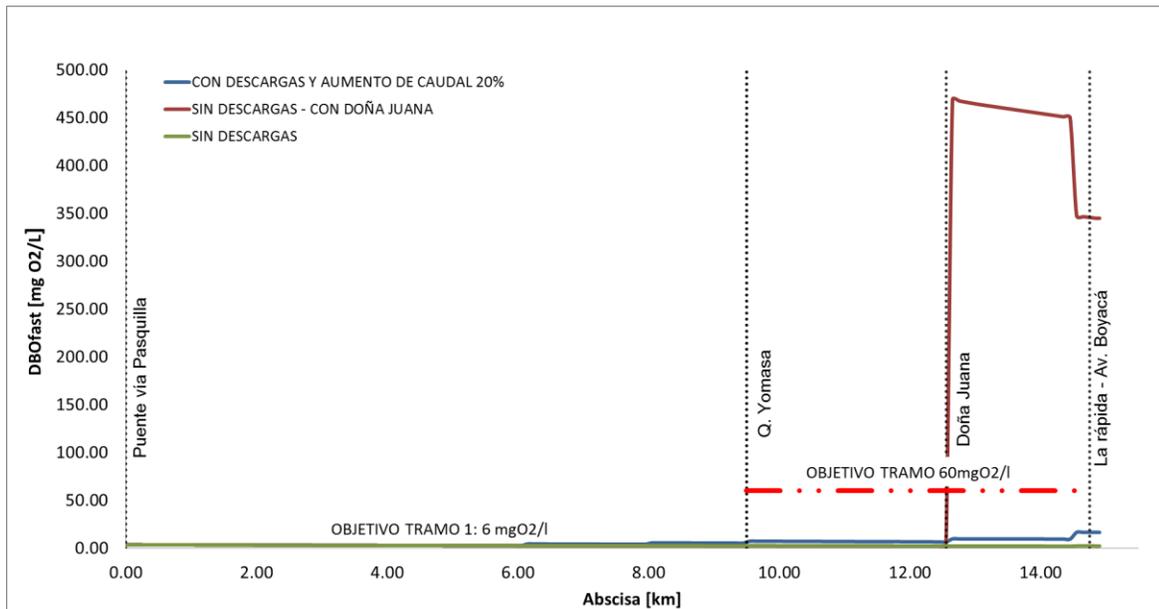
Considerando el escenario de la eliminación de las descargas residuales al río, el valor mínimo de OD en el tramo 1 sería 7,1 mg/l, por lo que tampoco se conseguiría el objetivo propuesto. Para el tramo 2, el valor mínimo de OD sería 7,1 mg/l, con lo cual sí se estaría cumpliendo el objetivo de los 5 mg/l. En cuanto a DBO, para el tramo 1, el valor máximo sería de 7 mg/l por lo que no se cumpliría con el objetivo de 6mg/l y para el tramo 2 el valor máximo de DBO sería 16.51 mg/l, por lo que si se estaría cumpliendo con el objetivo de 60 mg/l. (Véase la Figura 5-8 y Figura 5-9)

Sin embargo, para el escenario futuro de que se eliminaran los vertimientos de aguas residuales al río y a sus quebradas tributarias, y se descargara el lixiviado del relleno sanitario Doña Juana al río Tunjuelo sin ningún tipo de tratamiento, por alguna razón como el daño de la planta de tratamiento de lixiviados, los objetivos de calidad propuestos por la autoridad ambiental no se cumplirían por una gran diferencia, en el caso del tramo 2 aguas debajo de la descarga de los lixiviados de Doña Juana. (Véase la Figura 5-8 y Figura 5-9)



Fuente: Elaboración Propia

**Figura 5-8. Comparación de resultados de modelación y objetivos de calidad-OD Tramo I**



Fuente: Elaboración Propia

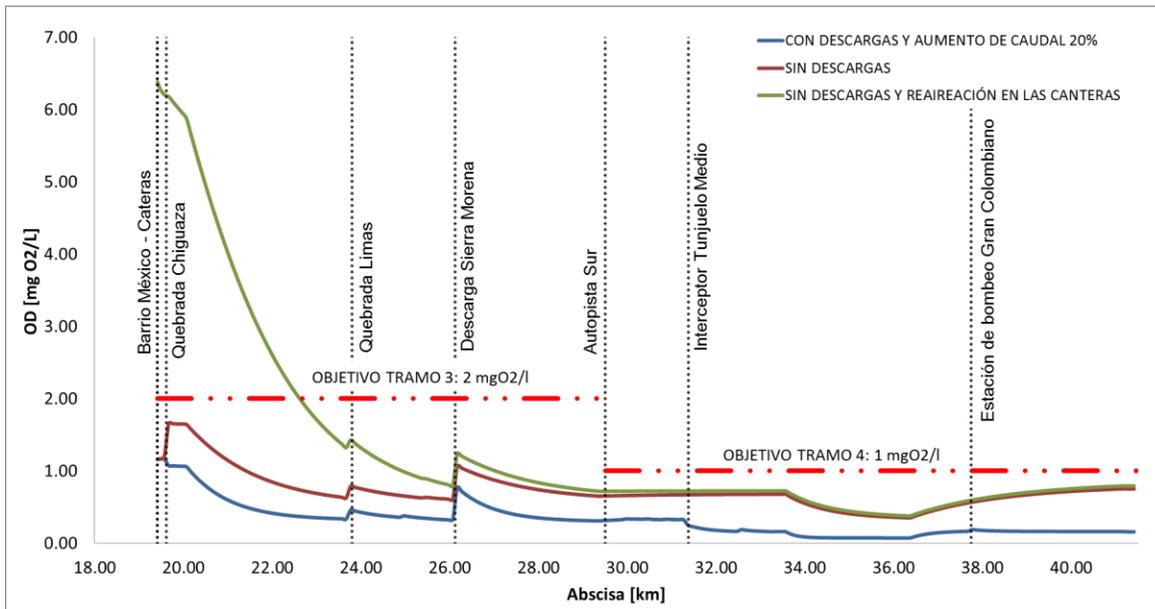
**Figura 5-9. Comparación de resultados de modelación y objetivos de calidad- DBOfast Tramo I**

Para los tramos 3 y 4 que corresponden al tramo 2 del modelo desarrollado en este trabajo, se determinó que para un escenario en el que los caudales aumentaran un 20% y el río siguiera en iguales condiciones que ahora, sin ninguna intervención; no se estaría cumpliendo con los objetivos de calidad, ya que para el tramo 3 se inicia con valores de OD de 1.16 mg/l y DBO de 32 mg/l a la altura del barrio México y luego con valores de OD de 0.31 mg/l y DBO de 22 mg/l en la autopista Sur; Los valores de OD están muy por debajo de la meta que se estableció (OD: 2.00 mg/l) mientras que los valores de DBO están cumpliendo con la meta al estar por debajo de los 60 mg/l. En cuanto al tramo 4 se inicia con valores de OD de 0.31 mg/l y DBO 22 mg/l en la autopista sur y se termina con valores de OD de 0.16 mg/l y DBO de 49 mg/l en el sector de Isla Pontón San José. Para este tramo los valores actuales también están muy por debajo del valor establecido como meta en cuanto a OD (OD: 1.00 mg/l) y en cuanto a DBO se estaría cumpliendo con el objetivo de 120 mg/l. (Véase Figura 5-10 y Figura 5-11).

Para el escenario en el que se eliminaran todos los vertimientos de aguas negras al río y estas fueran enviadas directamente a los interceptores que llevan el agua residual a la futura planta Canoas y a las quebradas se les mejorara la calidad del agua construyendo interceptores paralelos. No se cumpliría con los objetivos de calidad propuestos para el

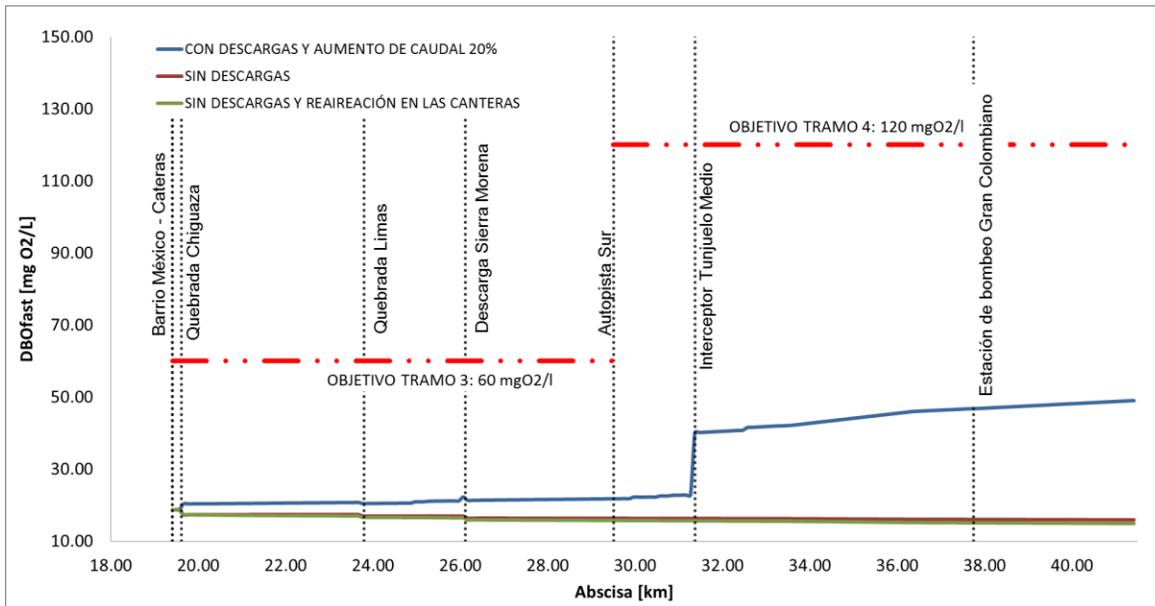
OD ya que para el tramo 3 se iniciaría con valores de OD de 1.16 mg/l y DBO de 32 mg/l a la altura del barrio México y luego con valores de OD de 0.65 mg/l y DBO de 16 mg/l en la autopista Sur; Éstos son valores que están muy por debajo de la meta que se estableció para el OD (OD: 2.00 mg/l) mientras que la DBO estaría cumpliendo con el objetivo de 50 mg/l. En cuanto al tramo 4 se inicia con valores de OD de 0.65 mg/l y DBO 16 mg/l en la autopista sur y se termina con valores de OD de 0.75 mg/l y DBO de 16 mg/l en el sector de Isla Pontón San José. Para este tramo los valores de OD también están muy por debajo del valor establecido como meta (OD: 1.00 mg/l y DBO: 120 mg/l). Se resalta que en este escenario se cumpliría la meta de reducir la DBO, sin embargo la meta de mejorar el OD del río, no se cumpliría. Con este escenario se evidenció que el OD es totalmente dependiente de las condiciones con las que salga de las canteras, por lo que se recomienda que en el sector de las canteras se realice la entrega de agua al río después de haber hecho un proceso de re aireación del flujo que sale de los estanques de las canteras. (Véase Figura 5-10 y Figura 5-11).

De acuerdo con esto, se plantea un escenario adicional, el cual consiste en sanear el río y a sus tributarios de descargas residuales y en realizar un proceso de re aireación antes del barrio México (exactamente a la salida del río de las canteras) que permita que el flujo salga de las canteras en iguales condiciones de OD con las que entró a esta explotación minera, es decir, 6.38 mg/l. Para este escenario el OD tampoco mejora sustancialmente ya que inicia en el barrio México con 6.38 mg/l, luego en la Autopista Sur llega a un valor de 0.72 mg/l y finalmente en Isla Pontón San José termina en un valor de 0.79 mg/l. Esto se debe principalmente a que el río en este sector tiene pendientes y velocidades relativamente bajas que no permiten que existan procesos de aireación en este trayecto. Por esta razón, sí se quieren conseguir las metas planteadas por la Secretaría Distrital de Ambiente en cuanto a OD, se hará necesario la implementación de diferentes estructuras de reaireación a lo largo de su recorrido aguas abajo de la salida del río del sector de las canteras. (Véase Figura 5-10 y Figura 5-11).



Fuente: Elaboración Propia

**Figura 5-10. Comparación resultados de modelación y objetivos de calidad-OD Tramo II**



Fuente: Elaboración Propia

**Figura 5-11. Comparación de resultados de modelación y objetivos de calidad-DBOfast Tramo II**

## 6. Conclusiones y recomendaciones

### 6.1 Conclusiones

- El resultado de la calibración realizada es satisfactorio, debido a que el ajuste logrado entre los parámetros simulados y los datos observados fue muy acertado, tal como se pudo evidenciar con los valores obtenidos para el coeficiente de Nash.
- La simulación aplicada permite identificar algunas situaciones que pueden afectar el impacto positivo que se pretende obtener con la construcción de los interceptores paralelos al río Tunjuelo: uno es la descarga de lixiviados del relleno sanitario Doña Juana (con o sin tratamiento previo) y otro, la explotación minera en el tramo 2 que altera el curso normal de la corriente y dificulta su recuperación natural aguas abajo.
- Se observa que para el tramo 1 la salida del modelo es similar para condiciones sin interceptor y con interceptor, esto se debe a que la mayoría de los desarrollos urbanos de la zona están conectados al interceptor Tunjuelo Alto y solo algunas urbanizaciones continúan descargando sus aguas residuales al río ante la imposibilidad de conectarse por gravedad a dicho interceptor. De acuerdo con esto sería importante evaluar los usos del agua en la cuenca e identificar si existen conflictos a lo largo del tramo y/o a la salida y si existe la necesidad de la construcción de un nuevo interceptor que recoja dichas aguas residuales.
- El tramo 2 muestra la importancia de la construcción del interceptor. No obstante, las cargas contaminantes a la entrada son altas y el oxígeno disuelto es casi cero. Lo anterior permitiría establecer la importancia de tratar las aguas provenientes de las canteras antes de que ingresen al río, y que estas sean entregadas por lo menos en las mismas condiciones de entrada. Aun así, la modelación indica que el río continuará, aguas abajo, prácticamente en las mismas condiciones (anóxicas), por

la poca pendiente y baja velocidad del flujo. Se considera que una de las posibles causas del decaimiento del oxígeno disuelto en el tramo 2 se debe a las intervenciones que ha sufrido el cauce del río en los últimos años.

- La simulación del vertimiento de los lixiviados del relleno sanitario Doña Juana al río Tunjuelo, sin tratamiento previo (condición más crítica), permitió identificar una marcada disminución de la calidad del agua del río aguas debajo de la descarga. Se recomienda considerar la posibilidad de conectar al interceptor Tunjuelo Alto el efluente de los lixiviados del relleno, con el fin de contrarrestar posibles situaciones de conflicto ambiental en el río, ante la eventualidad de que la planta de tratamiento de lixiviados dejase de funcionar.

## 6.2 Recomendaciones

- Se recomienda que adicional al proceso de reaireación sugerido a la salida de las canteras, se incorporen estructuras que favorezcan la aireación en otros sectores del tramo 2, con el fin de cumplir con los objetivos propuestos por la autoridad ambiental.
- Es importante aclarar que la calibración del modelo se realizó para la campaña de seguimiento de masa en los tramos 1 y 2 realizada en diciembre de 2008 por la Secretaría Distrital de Ambiente de Bogotá. Se recomienda realizar otras campañas de seguimiento de masa con el fin de verificar los resultados obtenidos de la calibración. Igualmente experimentos con trazadores que permitan validar un modelo de tiempos de viaje.
- Se recomienda que en estudios posteriores se evalúe el efecto que genera la presencia de las canteras ubicadas en el sector de la Fiscala sobre la calidad del agua del río Tunjuelo, con el fin de tener conocimiento certero de los procesos que allí ocurren, dado que existe una gran diferencia en cuanto a concentración de OD, pasando de aproximadamente 6 mgO<sub>2</sub>/l a casi 1 mgO<sub>2</sub>/l, entre la entrada y la salida de las mismas. Actualmente existen restricciones para el acceso a la información

que permita analizar el comportamiento de estos “reservorios” existentes en la zona de las canteras.

- Se recomienda que en estudios posteriores se evalúen otros parámetros de calidad del agua en el río Tunjuelo, con el fin de identificar el comportamiento de contaminantes no considerados en el presente trabajo, tales como: metales pesados, coliformes, plaguicidas y otras sustancias tóxicas o peligrosas que puedan afectar al río y al uso potencial aguas abajo.

## A. Anexo: Datos de entrada al modelo

Tabla 6-1. Datos de entrada Tramo I

Nombre	Abscisa	Caudal	T°	Cond.	ISS	DO	CBODslow	CBODfast	No	NH4	NO3	Po	Pin	POM	pH
	km	m3/s	°C	umhos	mg/L	mg/L	mgO2/L	mgO2/L	ugN/L	ugN/L	ugN/L	ugP/L	ugP/L	mgD/L	-
Matadero - Barrio Nuevo Usme	6.11	0.008	15.80	785.00	36.71	5.85	598.06	40.7	57400	40700	153.54	1400	7500	98.73	7.5
Descarga Barrio Usme - Cra 3 No. 136-40 Sur	6.17	0.017	16.40	1029.00	66.00	4.83	746.5	41	57000	111000	582.5	2800	15800	226	8.13
Quebrada La Tasa	6.27	0.016	12.60	97.20	1.53	6.80	17.45	2.9	2210	490	190	20	250	5	8.39
Quebrada Fucha	7.01	0.215	12.80	148.50	278.87	8.19	53.8	4	1100	2700	221.04	900	2670	36.62	9.45
Descarga Valla Universidad Antonio Nariño - Calle 111ASur No. 001-46	8.05	0.0043	16.30	1684.00	145.00	0.10	799.19	244.2	34800	42700	149.88	2900	8500	277.5	9.1
Quebrada Yomasa	9.55	0.169	11.00	263.00	93.46	5.40	5.28	17.5	6620	7580	253.08	300	2000	35	9.55
Interceptor Quintas - Escuela Tenerife	11.80	0.002	17.40	820.00	37.10	4.20	47.25	9.4	3400	20700	501.71	100	2600	10.86	7.25
Descarga cantera 1	12.62	0.059	16.00	69.70	11966.67	4.60	2058.41	5.9	34400	3000	120	37000	82000	1033.33	8.25
Descarga Lixiviados 1	12.67	0.0038	28.00	18350.00	135.48	3.72	3410	786	353000	387000	5475.01	2100	11700	196.77	8.61
Quebrada Sta Librada - Hoya del Ramo	14.57	0.319	16.80	724.00	45.00	2.00	615.6	40.9	26800	32400	417.87	1000	7100	103.33	8.5

Tabla 6-2. Datos de entrada Tramo II

Nombre	Abscisa	Caudal	T°	Cond.	ISS	DO	CBODslow	CBODfast	No	NH4	NO3	Po	Pin	POM	pH
	km	m3/s	°C	umhos	mg/L	mg/L	mgO2/L	mgO2/L	ugN/L	ugN/L	ugN/L	ugP/L	ugP/L	mgD/L	-
Quebrada Chiguaza	19.62	0.228	15.3	745	39.39	0.1	310.1	37.5	27397.86	52598.7	477.93	1456.11	4327.059337	100	8.02
Quebrada Limas	23.8	0.078	15.4	361	19.69	5.23	139.5	9.7	3748.92	12658.8	362.99	352.3	1339.063605	7.77	7.69
Descarga Aguas Arriba Avenida Gaitán	24.96	0.023	18.1	1195	48.78	3.78	944	62.2	3170	77600	489.36	2100	13100	270.73	8.02
Estación de Servicio MOBIL	25.25	0.009	18	650	29.31	0.8	289.2	59.3	22846.32	34650	407.2	812.06	4131.04	98.28	7.62
Canal San Vicente	25.49	0.006	23.9	788	3.33	1	140.4	30.9	13701.21	42357.7	447.44	924.07	4383.06	23.89	7.61
Canal San Vicente Norte	25.91	0.001	24.1	414	17.54	2.8	39.6	11.6	5002.06	13313.3	370	392.03	5391.14	13.74	7.61
Sierra Morena I [Agua Residual]	26.11	0.039	18.3	975	30	1.3	828	94.5	310	64390	467.26	2100	8200	220	7.92
Sierra Morena II [Agua Potable]	26.11	0.202	16.8	151.9	0	7.68	15.82	8.6	580.99	300	182.5	360	40	5	7.9
Diagonal 49B Sur - Makro Autopista Sur	29.39	0	27.2	678	17.79	0.8	696	61.6	2030	3600	406.28	1300	1100	106.76	7.66
Barrio Boitá - Calle 48B Sur x Carrera 72Q	29.97	0.052	18.8	964	34.21	1	538.5	46.1	46062.63	52036.6	408.72	2200	6000	207.89	7.55
Carrera 72U Bis x Calle 48B Sur	30.21	0.004	17.9	635	67		774								7.8
Descarga Lago Timiza e Interceptor	30.47	0.01	18.4	867	21.05	1.6	75.4	12.1	7834.65	14452.9	575.18	400	1900	13.68	7.8
Calle 45 x Carrera 73	30.55	0.061	18.3	1050	8.33	0.1	529.5	37.5	40512.84	41110.3	452.62	2000	6400	96.67	7.63
Avenida Carrera 71B [Villavicencio]	30.88	0.014	18.1	550	114.29	2.2	188.4	59.1	20161.32	12404.7	348.96	1000	800	64.29	9.33

Nombre	Abscisa km	Caudal m3/s	T° °C	Cond. umhos	ISS mg/L	DO mg/L	CBODslow mgO2/L	CBODfast mgO2/L	No ugN/L	NH4 ugN/L	NO3 ugN/L	Po ugP/L	Pin ugP/L	POM mgD/L	pH -
Interceptor Tunjuelo Medio	31.37	0.9370	17.8	1986	90.91	0.1	931.61	97.3	28370.83	65077.49	509.63	1500	6200	287.88	8.96
Descarga Apogeo I	32.53	0.065	18	1535	106.67	1	1169	61.7	4610.2	51081.8	415.73	2600	8200	256.67	7.68
Descarga Apogeo II	32.53	0.047	15.8	645	17.27	0.9	127.01	30.7	10902.36	17186.4	424.27	1747.43	1860.47	40	7.47
Descarga Apogeo III	32.53	0.090	17.5	932	60	0.7	179.55	61.9	34730.78	45037.3	402.01	2100.17	6763.25	215	7.48
Descarga Aguas Arriba Transversal 86	33.34	0.009	17.6	812	52.38	0.1	572.81	18.5	28575.57	37287.6	265.43	1500	6200	209.52	7.36
Descarga Debajo Puente Transversal 86	33.4	0.009	18.2	920	54	2.93	501	37.6	20110	52600	428.23	600	7500	174	7.6
Estación de Bombeo Gran Colombiano	37.74	0.406	17.5	969	80	0.5	615.28	46.2	31503.7	48601.39	419.7	1700	7200	280	7.36

## **B. Anexo: Modelo QUAL2Kw**

## Bibliografía

- Alex, J., & Schütze, M. (2004). Suitable integrated modelling – based on simplified models. *6th International conference on urban drainage modelling*. Dresden.
- Bedoya, J. F. (2007). *Modelo de simulación de metales pesados en la cuenca del río Tunjuelo (Tesis de grado)*. Universidad de La Salle, Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Bogotá D.C.
- Beven, K., & Binley, A. (1992). The future of distributed models: Model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes*, 6(3), 279-298.
- Butler, D., & Schütze, M. (Abril de 2005). Integrating simulation models with a view to optimal control of urban wastewater systems. *Environmental Modelling & software*, 20(4), 415-426.
- Camacho, L. A. (2013). Modelación de la calidad del agua superficial a la luz del decreto 3930-2010. *Seminario "Herramientas de gestión y control del recurso hídrico urbano"*. Bogotá: Universidad de los Andes, Facultad de ingeniería.
- Camacho, L. A., & Díaz-Granados, M. (2003). Metodología para la obtención de un modelo predictivo de transporte de solutos y de calidad del agua en ríos - caso río Bogotá. *Seminario Internacional La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos*, 82.
- Camacho, L. A., & Lees, M. J. (Diciembre de 1999). Multilinear discrete lagcascade model for channel routing. *Journal of Hydrology*, 226(1-2), 30-47.
- Camacho, L. A., Gelvez, R., González, R., Rodríguez, E. A., Torres, J., & Medina, M. (2007). Metodología para la Caracterización de la Capacidad de Autopurificación de Ríos de Montaña. *I Congreso Internacional del Agua y el Ambiente*, 15.
- Camacho, Luis A. (2006). Calibración y Comparación de Modelos de Transporte de Solutos en Ríos Colombianos. *XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica*.
- Camacho, R. A. (2010). *Análisis de la Capacidad Predictiva del Modelo Dinámico Integrado de la Calidad del Agua MDLC-ADZ-QUASAR. Caso Río Bogotá tramo Saucio - Puente Santander. (Tesis de Maestría)*. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ingeniería, Bogotá D.C.
- Campillo, A. K., Betancur, T., & García, V. (julio - diciembre de 2011). Una metodología para la formulación de planes de ordenamiento del recurso hídrico. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 10(19), 67-78.
- Centro de Cambio Global-Universidad Católica de Chile, Stockholm Environment Institute. (2009). *Guía Metodológica: Modelación Hidrológica y de Recursos Hídricos con el Modelo WEAP*. Santiago de Chile.

- Chapra, S. C. (1997). *Surface Water Quality Modeling*. New York: Waveland Press, Inc.
- Chapra, S. C., Pelletier, G. J., & Tao, H. (2012). QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality. (Versión 6.0). *U.S. Environmental Protection Agency*.
- Chapra, S., & Pelletier, G. (2003). *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality: Documentation and User's Manual*. Tufts University, Civil and Environmental Engineering Department. Medford: .
- Chapra, S., & Pelletier, G. (2008). *A modeling framework for simulating river and stream water quality*. Washington: Washington State Department of Ecology.
- Charbonneau, P., & Knapp, B. (1995). A user's guide to PIKAIA 1.0. *NCAR Technical Note 418+IA*, 121.
- Churchill, M. A., Buckingham, R. A., & Elmore, H. L. (1962). The prediction of stream reaeration rates. *Journal of Sanitary Engineering Division*, 88(SA4), 1-46.
- Consortio Planeación Ecológica - ECOFOREST. (2007). *Elaboración del diagnóstico, prospectiva y formulación de la cuenca hidrográfica del río Tunjuelo, Informe final*. Corporación Autónoma regional CAR, Bogotá.
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). (2006). *Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca Hidrográfica del río Bogotá*. Bogotá: CAR.
- Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR). (2009). *Adecuación hidráulica y recuperación ambiental del río Bogotá - Evaluación Ambiental y plan de Gestión Ambiental*. Bogotá D.C.: CAR.
- Cristancho, D. L. (2013). *Estimación del efecto del lixiviado del Relleno Sanitario Doña Juana sobre la calidad del agua del río Tunjuelo y su posible tratamiento en la PTAR Canoas (Tesis de Maestría)*. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ingeniería, Bogotá.
- Departamento Nacional de Planeación. (2015). Plan Nacional de Desarrollo 2014-2018. // *Congreso Internacional de acueductos rurales* (pág. 13). Medellín: Departamento Nacional de Planeación.
- Díaz Merchán, B. E. (2004). *Modelación de la calidad del agua en el interceptor río Bogotá en los tramos Fucha-Tunjuelo-Canoas (Tesis de maestría)*. Universidad de los Andes, Bogotá.
- Díaz, B. E. (2004). *Modelación de la calidad del agua en el interceptor río Bogotá en los tramos Fucha-Tunjuelo-Canoas*. Bogotá: Universidad de Los Andes.
- Díaz-Granados, M., Rodríguez, J. P., Rodríguez, M. S., Penagos, J. C., Camacho, L. A., Achleitner, S., . . . Maksimovic, C. (2009). Towards a paradigm shift in urban drainage management and modelling in developing countries. *Revista de Ingeniería*, 30, 133-150.

- Drolic, A., & Koncan, J. (1999). Calibration of QUAL2E model for the Sava River (Slovenia). *Water Science and Technology*, 40(10), 111-118.
- Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P. (2006). *Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos de Bogotá*. EAB E.S.P., Gerencia Ambiental, Bogotá.
- Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P. (2014). *Obras en el río Tunjuelo*. Recuperado el 2014, de Acueducto Agua y Alcantarillado de Bogotá: <http://www.acueducto.com.co/>
- Erbe, V., & Schütze, M. (2005). An integrated modelling concept for immission-based management of sewer system, wastewatertreatment plant and river. *Water, Science and Technology*, 52(5), 95-103.
- Gonzalez, D. J. (2011). *Modelación integrada del sistema de drenaje - PTAR - río de la ciudad de Bogotá. Escenarios de control regional*. Bogotá D.C.: Universidad Nacional de Colombia.
- Henze, M., Rauch, W., Somlyódy, L., Shanahan, P., Koncsos, L., Reichert, P., & Vanrolleghem, P. (Diciembre de 1998). River water quality modelling: III. Future of the art. *Water, Science and Technology*, 38(11), 253-260.
- Hernandez, J. S. (2014). *Análisis de la capacidad predictiva de un modelo dinámico de calidad del agua utilizando técnicas de computación evolutiva, análisis multiobjetivo y procesamiento recursivo de datos (Tesis de Maestría)*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Hvitved-Jacobsen, T. (2002). *Sewer Processes - Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks*. Boca Raton, Florida: C R C Press LLC.
- INGETEC S.A. (2014). *Plan Maestro de Abastecimiento de Bogotá - Revisión de las proyecciones de la distribución espacial de la población y demanda de agua en la ciudad de Bogotá y municipios vecinos*. Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P., Bogotá.
- Jensen, N. A. (Octubre de 1995). Empirical Modeling of Air-to-Water Oxygen Transfer in Gravity Sewers. *Water Environment Research*, 67(6), 979-991.
- Krenkel, P. A., & Orlob, G. T. (Marzo/Abril de 1962). Turbulent diffusion and the reaeration coefficient. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 88(2), 53-84.
- Lees, M. J., & Wagener, T. (2000). *Monte-Carlo Analysis Tool (MCAT) v.2*. User Manual, Imperial College of Science, Technology and Medicine, Civil and Environmental Engineering. p 27.
- Mannina, G., & Viviani, G. (Noviembre de 2010). Water Quality Modelling for Ephemeral Rivers: Model Development and Parameters Assessment. *Journal of Hydrology*, 393, 186-196.

- McIntyre, N., Lees, M., Wheeler, H., Onof, C., & Connorton, B. (Marzo de 2003). Evaluation and visualisation of risk to water resources. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water and Maritime Engineering*, 156(1), 1-11.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1995). *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización* (3ª edición ed.). New York, Estados Unidos: Mc Graw Hill.
- Metcalf, T. S. (2001). *Computational asteroseismology*. The University of Texas, Austin.
- Mills, W. B., Porcella, D. B., Unga, S., Gherini, S. A., Summers, K. V., Lingfung, M., . . . Bowie, G. L. (1985). *Water quality assessment: A Screening Procedure for Toxic and conventional pollutants in Surface and Ground Water Part 1*. Athens, Georgia: US Environmental Protection agency.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (Abril de 1970). River flow forecasting through the conceptual models, Part 1: A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290.
- O'Connor, D. J., & Dobbins, W. E. (Enero de 1958). Mechanism of reaeration in natural streams. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 123(1), 641-666.
- Owens, M., Edwards, R. W., & Gibbs, J. W. (1964). Some reaeration studies in streams. *International of Air and Water Pollution*, 8, 469-486.
- Owens, M., Edwards, R. W., & Gibbs, J. W. (1964). Some reaerations studies in streams. *International Journal Air and Water Pollution*, 8, 469-486.
- Parkhurst, J. D., & Pomeroy, R. (Enero/Febrero de 1972). Oxygen absorption in streams. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 98(1), 101-124.
- Pelletier, G. (2012). *Models for Total Maximum Daily Load Studies*. Recuperado el 14 de 10 de 2014, de Washington State Department of Ecology: <http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/models.html>
- Pelletier, G. J., Chapra, S. C., & Tao, H. (Septiembre de 2005). QUAL2Kw - A Framework for Modeling Water Quality in Streams and Rivers Using a Genetic Algorithm for Calibration. *Environmental Modelling & Software*, 21(3), 419-425.
- Ramírez, L. (2002). *Potencial de remoción de nitrógeno, fósforo, DBO y SST en los humedales existentes en la cuenca media del río Bogotá (Proyecto de Grado de Especialización)*. Universidad de Los Andes, Facultad de Ingeniería, Bogotá.
- Rauch, W., Bertrand-Krajewski, J. L., Krebs, P., Mark, O., Schilling, W., Schütze, M., & Vanrolleghem, P. A. (2002). Deterministic modelling of urban drainage systems. *Water Science and Technology*, 45(3), 81-94.
- Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., SomlyóDy, L., & Vanrolleghem, P. (1998). River water quality modelling: I. state of the art. *Water, Science and Technology*, 38(11), 237-244.

- Rodríguez, J. (2005). *Desarrollo y aplicación de un modelo de calidad del agua del interceptor Fucha - Tunjuelo - Canoas (Tesis de Maestría en Ingeniería Civil y Ambiental)*. Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Bogotá.
- Rodríguez, J., Díaz-Granados, M., Montes, P., & Saavedra, J. (2008). Modelación Integrada de sistemas de drenaje urbano - Caso Bogotá D.C. *XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Cartagena de Indias.
- Rodríguez, J., Díaz-Granados, M., Rodríguez, M., Raciny, I., Plazas, J., & Franco, E. (2008). Estimación de cargas contaminantes afluentes a la PTAR El Salitre. *XXIII Congreso Latinoamericano de hidráulica*. Cartagena de Indias, Colombia.
- Ronzano, E., & Dapena, J. L. (2002). Medida de la Contaminación Orgánica. En *Tratamiento biológico de las aguas residuales* (pág. 7). España: Ediciones Díaz de Santos.
- Rueda, F. J. (2005). *Autodepuración y vertidos en cursos fluviales*. Ingeniería Sanitaria. Granada: Universidad de Granada.
- Streeter, H. W., & Phelps, E. B. (1925). *A study of the pollution an natural prification of the Ohio River. III. Factors concerned in the phenomena of oxidation and reaeration* (Vol. 146). U.S. Public Health Service, Bulletin.
- Taghizadeh-Nasser, M. (1986). *Gas-Liquid Mass Transfer in Sewers (Tesis de licenciatura)*. Chalmers University of Technology, Goteborg.
- Thomann, R. V., & Mueller, J. A. (1987). *Principles of the surface water Quality modeling and control*. New York: Harper & Row.
- Tsivoglou, E. C., & Neal, L. A. (12 de 1976). Tracer measurement of reaeration: III. Predicting the reaeration capacity of inland streams. *Water Pollution Control Federation*, 48(12), 2669-2689.
- U.S. Environmental Protection Agency EPA. (1987). *Enhanced stream water quality models QUAL-2E and QUAL-2E UNCAS: Documentation and user manual*. Athens, Estados Unidos: U.S. Environmental protection Agency.
- Umaña, A. R. (2010). Problemática socio-ecosistémica de la cuenca del río Tunjuelo. Bogotá D.C., Colombia.
- United States Environmental Protection Agency (EPA). (Septiembre de 2000). *Wastewater Technology Fact Sheet - Free Water Surface wetlands*. US EPA, Office of Water, Washington D.C.
- Universidad de los Andes - EAB. (2001). *Instrumentación y análisis ambiental de una subcuenca del sistema de alcantarillado de Bogotá - Informe Final*. Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá E.S.P. Bogotá: Universidad de los Andes.

- Universidad de Los Andes - EAB. (2002). *Proyecto de modelación de la calidad del agua del Río Bogotá, Informe Final*. Empresa de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Bogotá, Bogotá.
- Universidad de los Andes. (2009). *Convenio 069. Aunar esfuerzos encaminados a realizar el mantenimiento y operación de la red de calidad hídrica de Bogotá, implementar el programa de monitoreo de optimización de la red de la SDA*. Secretaría Distrital de Ambiente, Bogotá.
- Universidad de los Andes, Secretaría Distrital de Ambiente. (2012). *Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2011-2012)*. Bogotá D.C.: Ediciones Uniandes.
- Vera Puerto, I. L. (2007). *Aplicación de Técnicas de Optimización Mediante Algoritmos Genéticos para CALibración de Modelo QUAL2K Como una Aproximación a la Modelación de la Calidad del Agua de los Principales Ríos de la Zona Urbana de Bogotá D. C. (Tesis de Maestría)*. Bogotá D.C.: Pontificia Universidad Javeriana.
- Young, P., Parkinson, S., & Lees, M. (1996). Simplicity out of complexity in environmental modelling: Occam's razor revisited. *Journal of Applied Statistics*, 23(2-3), 165-210.