

**DESARROLLO Y APLICACIÓN DE UN MODELO DE CALIDAD DEL AGUA
DEL INTERCEPTOR FUCHA –TUNJUELO – CANOAS**

**Tesis para optar al título de Magíster en Ingeniería Civil y Ambiental en el área de
Ingeniería y Gestión Ambiental con énfasis en agua**



JUAN PABLO RODRÍGUEZ SÁNCHEZ

Asesor: Ph. D LUIS ALEJANDRO CAMACHO BOTERO

**UNIVERSIDAD DE LOS ANDES
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL**

BOGOTÁ D.C.

2005

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN.....	7
1.1	Aspectos Generales.....	7
1.2	Definición del Problema.....	8
1.3	Objetivos de la Investigación.....	8
1.3.1	General.....	8
1.3.2	Específicos.....	8
1.4	Metodología.....	9
1.5	Resultados Principales.....	9
1.6	Resumen de Contenido.....	10
2	ANTECEDENTES DEL SANEAMIENTO DEL RÍO BOGOTÁ EN LA CUENCA MEDIA 12	
2.1	Acciones realizadas.....	12
2.2	Alternativas de saneamiento.....	13
2.2.1	Alternativa de 1993.....	13
2.2.2	Alternativa de 1993 Ampliada.....	14
2.2.3	Nueva Alternativa.....	14
3	ANTECEDENTES DE MODELACIÓN.....	16
3.1	Modelación Camacho (2003).....	16
3.1.1	Datos.....	16
3.1.2	Estimación paramétrica.....	17
3.1.3	Resultados.....	18
3.2	Modelación Díaz (2004).....	20
3.2.1	Datos.....	21
3.2.2	Estimación paramétrica.....	22
3.2.3	Resultados.....	22
4	DESARROLLO DEL MODELO EN SIMULINK.....	25
4.1	Generalidades del Modelo de Flujo.....	25
4.2	Generalidades del Modelo de Calidad.....	28
4.2.1	Modelo de transporte de zona muerta agregada ADZ.....	28
4.2.2	Modelo QUASAR.....	30
4.2.3	Modelo extendido QUASAR – ADZ.....	31

4.2.4	Efecto en el oxígeno disuelto de las estaciones elevadoras (Estaciones de Bombeo)	34
4.3	Implementación en Simulink	34
4.3.1	Modelo de Flujo	35
4.3.2	Modelo Sustancias conservativas	36
4.3.3	Modelo Sustancias no conservativas	36
4.3.4	Modelo de Ion Anomia	37
4.3.5	Modelo de Nitrato	38
4.3.6	Modelo de DBO	38
4.3.7	Modelo Oxígeno Disuelto modificado para alcantarillados	39
4.3.8	Modelo de Temperatura	40
5	VERIFICACIÓN NUMÉRICA DEL MODELO	42
5.1	Verificación Cuantitativa (Analítica)	42
5.1.1	Función de Escalón	43
5.1.2	Función de Carga de Tipo Pulso	45
6	APLICACIÓN DEL MODELO Y RESULTADOS	47
6.1	Generalidades de los interceptores modelados	47
6.1.1	Interceptor Río Bogotá – Fucha – Tunjuelo	47
6.1.2	Interceptor Tunjuelo – Canoas	48
6.2	Datos Disponibles Interceptor Río Bogotá – Fucha – Tunjuelo	49
6.2.1	Hidrogramas de Diseño (HMV, 2003a)	49
6.2.2	Campañas de Medición en Campo (HMV, 2003b)	52
6.3	Datos del Interceptor Tunjuelo – Canoas (Cia. Estudios e Interventorías, 1997)	60
6.4	Análisis de sensibilidad de los modelos de oxígeno disuelto	62
6.5	Implementación en Simulink del Interceptor y Datos de entrada	64
6.5.1	Implementación en Simulink	64
6.5.2	Datos de entrada	65
6.6	Resultados de las Simulaciones	67
6.6.1	Corridas Tiempo Seco (Modelo Krenkel)	67
6.6.2	Corridas Tiempo Húmedo (Modelo Krenkel)	70
6.6.3	Corrida Estado Estable (Modelo Owens)	71
7	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	74
	BIBLIOGRAFÍA	76
	ANEXO 1	79

ANEXO 2..... 88

INDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de saneamiento para la cuenca media. (Adaptado de EAAB, 2004).....	15
Figura 2 – Perfil de OD a lo largo del interceptor (Adaptado de Camacho, 2003).....	19
Figura 3 – Perfil de DBO a lo largo del interceptor (Adaptado de Camacho, 2003)	19
Figura 4 – Comparación perfiles DBO en el Río Bogotá con y sin interceptor (Adaptado de Camacho, 2003).....	20
Figura 5 – Perfil de OD a lo largo del interceptor (Adaptado de Díaz, 2004).....	23
Figura 6 – Perfil de DBO a lo largo del tramo (Díaz, 2004)	23
Figura 7 – Comparación de la calidad del agua del Río Bogotá con y sin interceptor (Adaptado de Díaz, 2004)	24
Figura 8 - Procedimiento computacional del modelo MDLC. (Adaptado de Camacho y Lees, 1999).....	28
Figura 9 - Conceptualización grafica del modelo ADZ (Adaptado de: Díaz, 2004).....	29
Figura 10 – Implementación en Simulink del modelo de flujo	36
Figura 11 - Implementación en Simulink del modelo de sustancias conservativas.....	36
Figura 12 - Implementación en Simulink del modelo de sustancias no conservativas.....	37
Figura 13 - Implementación en Simulink del modelo de ion amonio	37
Figura 14 - Implementación en Simulink del modelo de nitratos	38
Figura 15 - Implementación en Simulink del modelo de DBO	39
Figura 16 – Implementación en Simulink del modelo de OD	40
Figura 17 - Implementación en Simulink del modelo de Temperatura	41
Figura 18 - Función de carga de escalón y su respuesta (Chapra, 1997).....	43
Figura 19 – Verificación del modelo con función escalón.....	45
Figura 20 – Verificación del modelo con función pulso	46
Figura 21 - Tramos del interceptor a modelar	47
Figura 22 – Hidrograma de diseño para tiempo seco	51
Figura 23 - Hidrograma de diseño para tiempo húmedo	52
Figura 24 – Hidrograma de tiempo seco medido en campo	55
Figura 25 – Factores multiplicadores para tiempo seco	55
Figura 26 – Curva horaria generada para OD.....	56
Figura 27 – Curva horaria generada para DBO.....	56
Figura 28 – Hidrograma de tiempo húmedo medido en campo	58
Figura 29 - Factores multiplicadores para tiempo húmedo	58

Figura 30 - Curva horaria generada para OD	59
Figura 31 - Curva horaria generada para DBO.....	59
Figura 32 - Curva horaria generada para temperatura	60
Figura 33 – Pulso de DBO.....	63
Figura 34 – Comparación de los modelos de OD (Tasas de Reaireación)	63
Figura 35 – Implementación en Simulink del Interceptor Fucha – Tunjuelo – Canoas	64
Figura 36 – Resultados caudal bajo tiempo seco.....	68
Figura 37 - Resultados nitratos bajo tiempo seco.....	68
Figura 38 - Resultados ion amonio bajo tiempo seco.....	69
Figura 39 - Resultados DBO bajo tiempo seco	69
Figura 40 - Resultados caudal bajo tiempo húmedo.....	70
Figura 41 – Resultados DBO bajo tiempo húmedo.....	71
Figura 42 – Resultados caudal bajo estado estable.....	72
Figura 43 – Resultados DBO bajo estado estable.....	72

INDICE DE TABLAS

Tabla 1 – Datos geométricos e hidráulicos del interceptor	17
Tabla 2 - Cargas contaminantes población de saturación (Adaptado de Camacho, 2003).....	17
Tabla 3 - Parámetros de calidad del modelo QUAL2K (Adaptado de Díaz, 2004)	18
Tabla 4 - Parámetros de modelación (Adaptado de Camacho, 2003)	18
Tabla 5 - Resultados de la campaña de monitoreo sobre el IRB Torca – Salitre (Adaptado de Díaz, 2004)	21
Tabla 6 - Resultados de la calibración tramo Torca – Salitre (Adaptado de Díaz, 2004)	22
Tabla 7 – Determinantes de calidad y procesos representados en QUASAR (Adaptado de Raciny, 2002).....	31
Tabla 8 - Datos para la verificación analítica de los modelos	44
Tabla 9 – Estimación del caudal de tiempo seco para el Interceptor Fucha - Tunjuelo	50
Tabla 10 - Estimación del caudal de tiempo húmedo para el Interceptor Fucha - Tunjuelo	51
Tabla 11 – Caudales y cargas de tiempo seco y húmedo (Adaptado de HVM, 2003b)	53
Tabla 12 – Resultados campaña de medición tiempo seco (Adaptado de HVM, 2003b)	54
Tabla 13 - Resultados campaña de medición tiempo húmedo (Adaptado de HVM, 2003b)	57
Tabla 14 – Resultados promedio de caracterización del Río Tunjuelo en su desembocadura	62
Tabla 15 – Características del tramo modelado para el análisis de sensibilidad del modelo de OD	62
Tabla 16 – Características de los tramos a modelar	65
Tabla 17 – Tasas empleadas en la modelación del Interceptor	65
Tabla 18 – Parámetros modelo de flujo.....	66
Tabla 19 – Datos de la modelación en estado estable	67
Tabla 20 – Calidad esperada al final del interceptor para tiempo seco	73
Tabla 21 – Calidad esperada al final del interceptor para tiempo húmedo	73
Tabla 22 – Calidad esperada al final del interceptor para condiciones de saturación (Estado estable).....	73

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Aspectos Generales

En el pasado existió la tendencia a no considerar aspectos de calidad del agua en el diseño y operación de sistemas de drenaje. Esta tendencia permanece en el desarrollo de la mayoría de proyectos actualmente. Las redes de alcantarillado se diseñan tradicionalmente para desarrollar una función de recolección y transporte, mientras que las plantas de tratamiento de aguas residuales PTAR's se diseñan para remover o reducir contaminantes a un nivel aceptable. El diseño convencional de sistemas de alcantarillado solo considera la dimensión hidráulica del problema.

Lo anterior es un error ya que pueden ocurrir cambios significativos en términos de calidad del agua en los sistemas de drenaje urbano. La red de alcantarillado actúa como un reactor físico, químico y biológico mientras las transformaciones microbianas ocurren. Bajo condiciones aeróbicas, y bajo ciertas circunstancias, la reducción de la DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) o DQO (Demanda Química de Oxígeno) en los sistemas de alcantarillado puede ser similar a la reducción obtenida en tanques primarios de sedimentación (Fronteau *et al.*, 2002).

Hoy en día el objetivo de todo diseñador de sistemas de alcantarillado debe ser balancear los efectos de las descargas con la capacidad de asimilación del agua receptora para optimizar la calidad del agua y minimizar los costos del tratamiento. Se debe buscar la integración de las redes de alcantarillado y las PTAR's, y la optimización de los sistemas para minimizar los impactos sobre el medioambiente.

Todos los componentes de los sistemas de drenaje urbano deben diseñarse bajo principios de sostenibilidad y costo – eficiencia. Optimizar la calidad del agua recibida y minimizar los costos de tratamiento conllevan al mejoramiento de la calidad de vida de la población. Sin embargo, la optimización individual de cada uno de los componentes de los sistemas de drenaje urbano no necesariamente implica la optimización del sistema completo (Fronteau *et al.*, 2002).

Un modelo matemático de calidad de agua de un interceptor es una herramienta útil para la integración de las redes de alcantarillado con la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)

y la evaluación de los impactos sobre el medioambiente. El objetivo de esta investigación es generar un modelo dinámico de calidad del agua que permita establecer curvas diarias de cargas contaminantes en el Interceptor Fucha - Tunjuelo – Canoas de la ciudad de Bogotá, para de esta forma conocer la calidad del agua que llegará a la futura PTAR Canoas. La implementación del modelo se realizó en Simulink de Matlab 6.5. Se realizaron estimaciones de carga contaminante en Canoas utilizando datos medidos en campo (HMV, 2003b).

1.2 Definición del Problema

En este proyecto se busca conocer la calidad del agua al final del futuro interceptor Fucha – Tunjuelo – Canoas. Este interceptor hace parte de la estrategia recientemente adoptada para el saneamiento del Río Bogotá que consiste en la implementación de dos plantas de tratamiento de aguas residuales, una en Salitre al norte de la ciudad, y otra al final de la sabana, en el sector de Canoas del municipio de Soacha, con un interceptor de aguas residuales que capte los aportes de las cuencas de Fucha, Tunjuelo, Tintal y Soacha, y las lleve hasta la PTAR Canoas.

1.3 Objetivos de la Investigación

1.3.1 General

El objetivo de este proyecto es generar un modelo dinámico de calidad del agua que permita establecer curvas diarias de cargas contaminantes, para de esta forma conocer la calidad del agua al final del futuro interceptor Fucha – Tunjuelo – Canoas.

1.3.2 Específicos

1. Implementar como modelo de flujo el modelo hidrológico y de tránsito hidráulico MDLC Multilinear Discrete Lag-Cascade Method of Chanel Routing (Camacho y Lees, 1999). En esta investigación se emplea la versión que permite modelar tuberías circulares (Rodríguez, 2004b).
2. Implementar como modelo calidad del agua el modelo integrado QUASAR – ADZ (Camacho, 1997). Se emplea la versión modificada que incluye modificaciones para modelar sistemas de alcantarillado (Rodríguez, 2004a).
3. Simular la calidad del agua en los interceptores.

4. Determinar porcentajes de reducción a lo largo del interceptor.

1.4 Metodología

1. Se llevó a cabo una implementación del modelo de flujo y de calidad del agua en Simulink (MathWorks, 2002).
2. Se generaron curvas horarias para los diferentes componentes del modelo (caudal, temperatura, amonio, nitratos, DBO y OD) en los tres tramos a modelar del interceptor.
3. Se hizo la modelación hidráulica del interceptor.
4. Se analizaron los procesos de transformación bioquímica en el interceptor.
5. Se hizo la simulación correspondiente de la calidad del agua del interceptor.

1.5 Resultados Principales

La presente investigación no quiere hacer énfasis en las transformaciones y reducciones que sufre la carga contaminante a través de un tramo de alcantarillado, ya que los tiempos de residencia no son suficientes para que estos procesos sean significativos. Se quiere resaltar la importancia de un modelo dinámico de calidad del agua, que permita establecer políticas de operación de la PTAR y de las estaciones de elevación a partir de unas características aguas arriba (monitoreo continuo).

El comportamiento del interceptor en cuanto a la generación de nitratos es prácticamente igual bajo tiempo seco y húmedo, las diferencias son mínimas. Al igual que los nitratos el comportamiento del amonio es prácticamente idéntico en las dos condiciones de caudal (tiempo seco y tiempo húmedo).

Si se tiene como punto de referencia el valor promedio de la carga de DBO que entra al tramo 1 se podría decir que hay una remoción (se debe principalmente al efecto de atenuación de los picos de las cargas de entrada al realizar el tránsito, el efecto de la degradación no es tan importante debido a los bajos tiempos de residencia) del 16 % en tiempo seco y del 9 % en tiempo húmedo.

Sin importar la condición que se modele el OD al final del interceptor siempre es cero. El interceptor en general presenta condiciones anaerobias.

En la simulación de estado estable (Condiciones de saturación) se puede concluir que para la DBO se tiene una reducción promedio en la carga de entrada del 7%. Este valor de reducción es de gran importancia ya que solo involucra procesos de degradación y no se combina con procesos de atenuación de picos por el tránsito hidráulico. Si se hace una comparación con los resultados de remoción de DBO en las modelaciones previas se tiene que el modelo de la presente investigación es menos conservador y se obtienen mayores porcentajes (en las modelaciones previas se obtuvieron % de remoción de DBO de 3%).

El oxígeno disuelto bajo cualquier escenario de simulación siempre es cero al final del interceptor, sin importar el valor que se asuma como aumento en las estructuras de bombeo.

Para tener mayor precisión en las modelaciones se recomienda llevar a cabo mediciones horarias de los diferentes componentes del modelo a la salida de la cuenca del Río Tunjuelo, bajo los escenarios de tiempo seco y tiempo húmedo.

Los resultados del modelo deben considerarse como preliminares ya que no es posible contar con datos de campo que permitan calibrar el modelo (tasas de degradación). Sin embargo los datos de entrada empleados en la presente modelación permiten considerar los resultados como adecuados para tener una idea aproximada de las transformaciones que sufre el agua residual a lo largo del interceptor.

La integración de los modelos MDLC – QUASAR – ADZ permite analizar simultáneamente los procesos de flujo, transporte y calidad del agua en una corriente.

1.6 Resumen de Contenido

En el capítulo 2 se hace una corta descripción del grupo de acciones implementadas y que han sido encaminadas al saneamiento del Río Bogotá en la cuenca media. A su vez se hace un resumen que pretende mostrar la evolución que ha presentado el esquema de tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de Bogotá y el saneamiento de la fuente receptora.

En el capítulo 3 se resumen las características y conclusiones de las simulaciones de calidad del agua del Interceptor Fucha – Tunjuelo – Canoas que se han desarrollado previamente (Camacho, 2003 y Díaz, 2004).

En el Capítulo 4 se expone la extensión del modelo QUASAR con la incorporación de los parámetros del modelo ADZ (modelo de calidad) e integrado con el modelo MDLC (modelo de flujo), el coeficiente volumétrico de reaireación en alcantarillados, la tasa de consumo de oxígeno en el biofilm y el efecto en el oxígeno disuelto de las estaciones elevadoras (estaciones de bombeo). A su vez se describe la implementación en Simulink de las diferentes funciones del modelo.

En el capítulo 5 se verifica el comportamiento del modelo. En este proceso se introduce una función de carga de respuesta conocida, y la solución generada por el modelo se compara con la solución analítica (Chapra, 1997). Los modelos estudiados son los de: sustancia conservativa, amonio y DBO.

En el capítulo 6 se hace una descripción física (longitud, dimensiones, materiales, pendientes, etc.) de los tramos del interceptor a modelar (Interceptor Río Bogotá – Fucha – Tunjuelo y el Interceptor Tunjuelo – Canoas). También se muestra la implementación del modelo al Interceptor. Se hace un análisis de sensibilidad a los diferentes modelos de oxígeno disuelto, se muestran los datos de entrada al modelo y los resultados obtenidos.

Y en el Capítulo 7 se presentan las conclusiones y recomendaciones de la presente investigación.

2 ANTECEDENTES DEL SANEAMIENTO DEL RÍO BOGOTÁ EN LA CUENCA MEDIA

En este capítulo se hace una corta descripción del grupo de acciones implementadas y que han sido encaminadas al saneamiento del Río Bogotá en la cuenca media. A su vez se hace un resumen que pretende mostrar la evolución que ha presentado el esquema de tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de Bogotá y el saneamiento de la fuente receptora.

2.1 Acciones realizadas

A continuación se enumeran las principales acciones que se han llevado a cabo para avanzar en el tema del saneamiento del Río Bogotá en la cuenca media (EAAB, 2004):

- 1. Se realizó una evaluación de caudales y cargas contaminantes (Estudio Población y Demanda).*
- 2. Se hizo una valoración de las condiciones del sistema de drenaje (Estudios de Rehabilitación del Sistema de Alcantarillado).*
- 3. Se implementó y calibró un modelo de calidad del agua del Río Bogotá:*

La Universidad de los Andes implementó y calibró con datos de campo un modelo de calidad del agua del Río Bogotá que permitiera evaluar diferentes alternativas de saneamiento. El modelo se calibró con datos de campo de cuatro campañas de medición a lo largo de todo el río y se verificó con los datos de una campaña adicional. Con dicho modelo se analizaron diferentes alternativas de saneamiento incluida la alternativa contemplada en el POT anterior de Bogotá correspondiente a la construcción de tres Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR's) a nivel secundario (Camacho, 2003).

El modelo se convirtió en una herramienta para los analizar el impacto ambiental de otras alternativas diferentes de saneamiento (con mejoras desde el punto de vista técnico y económico). Una de estas alternativas corresponde a la construcción de los interceptores Fucha – Tunjuelo y Tunjuelo – Canoas que drenarán las aguas residuales de la ciudad de

Bogotá y los municipios de Bosa y Soacha hasta la futura PTAR Canoas. Dicha alternativa adicionalmente incluye la expansión de la PTAR Salitre a una capacidad de aproximadamente $8.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ con una respectiva optimización de procesos internos hasta llevarla a una planta primaria químicamente asistida (Camacho, 2003).

4. *Se realizó una Mesa de Expertos con el fin de analizar alternativas de mejoramiento ambiental del Embalse del Muña:*

Para cualquier alternativa es necesario establecer acciones para el mejoramiento ambiental del embalse del Muña que embalsa las aguas del Río Bogotá con el objetivo de generación hidroeléctrica. Así mismo es necesario establecer el nivel de tratamiento requerido en la futura PTAR Canoas y la carga contaminante de entrada al embalse del Muña. Con este fin se llevó a cabo una Mesa de Trabajo de expertos nacionales e internacionales en el mes de Junio de 2003 en la Universidad de los Andes (Camacho, 2003).

5. *Se llevó a cabo un análisis prospectivo de la cuenca para definir escenarios de usos y actividades económicas.*
6. *Se hizo una evaluación de la operación de la PTAR Salitre durante su periodo de operación.*

2.2 Alternativas de saneamiento

2.2.1 Alternativa de 1993

Esta alternativa consistía en la construcción de 3 Plantas de Tratamiento, una para cada cuenca (Salitre, Fucha y Tunjuelo). Cada una con dos fases, en las que la primera fase era para tratamiento primario convencional y la segunda para tratamiento secundario, proyectadas a 30 años con unos caudales originales así:

- Salitre $4 \text{ m}^3/\text{segundo}$
- Fucha $7 \text{ m}^3/\text{segundo}$
- Tunjuelo $4 \text{ m}^3/\text{segundo}$

Caudales que según las proyecciones de la Empresa de Agua y Alcantarillado de Bogotá están bastante cortos, ya que hoy en día están siendo superados.

2.2.2 *Alternativa de 1993 Ampliada*

Básicamente es igual al anterior en la disposición de tres plantas, una por cada cuenca, pero con las ampliaciones requeridas por aumento de caudal teniendo en cuenta las proyecciones de población y caudales, resultado del último estudio de actualización de la demanda para Bogotá.

Los nuevos caudales según el estudio son:

- Salitre 7.3 m³/segundo
- Fucha 9.5 m³/segundo
- Tunjuelo 7.6 m³/segundo

2.2.3 *Nueva Alternativa*

La nueva alternativa descarta la utilización de tres plantas y reemplaza este esquema por uno de dos plantas de tratamiento, la planta actual del Salitre con su correspondiente ampliación a 8 m³/segundo, más una ubicada en el sector de Canoas ó Alicachín para tratar el resto de las aguas que se proyectan al periodo de diseño en 17.1 m³/segundo. Todo esto con base en los estudios de población y caudales realizados por la Empresa de Aguas y Alcantarillado de Bogotá para el periodo de saturación.

La alternativa seleccionada, consta de los siguientes componentes principales:

- Ampliación de la PTAR Salitre y adecuación a Tratamiento Primario Químicamente Asistido (TPQA).
- Construcción del Interceptor Engativá - Cortijo.
- Construcción del Interceptor Fucha - Tunjuelo y de la estación elevadora de Tunjuelo.
- Construcción del Interceptor Tunjuelo - Canoas, la estación elevadora de Canoas y del Interceptor Canoas - Alicachín.
- Construcción de la PTAR Canoas.
- Intercepción de las aguas residuales que llegan a los canales de aguas lluvias.

Los Interceptores cumplirían la función de interceptar hasta el 100% de los vertimientos a los cuerpos de agua. Esta alternativa y todos sus componentes se explican gráficamente en la Figura 1.



Figura 1 - Esquema de saneamiento para la cuenca media. (Adaptado de EAAB, 2004).

3 ANTECEDENTES DE MODELACIÓN

En este capítulo se resumen las características y conclusiones de las simulaciones de calidad del agua del Interceptor Fucha – Tunjuelo – Canoas que se han desarrollado previamente (Camacho, 2003 y Díaz, 2004).

3.1 Modelación Camacho (2003)

En esta investigación se busco hacer una comparación en la calidad del agua del Río Bogotá bajo dos escenarios, con y sin la construcción del Interceptor Fucha – Tunjuelo – Canoas. En este estudio se modelaron las condiciones críticas para la población de saturación de Bogotá bajo condiciones de caudal seco.

La calidad del agua del Río Bogotá sin interceptores se modela con el modelo calibrado del Río Bogotá. Se consideran para esta condición tres fuentes puntuales: la PTAR el Salitre extendida, el Río Fucha, y el Río Tunjuelo incluyendo la carga contaminante de Soacha.

La calidad del agua del Río Bogotá para la condición con interceptores se modela, por una parte, utilizando el modelo calibrado del Río Bogotá considerando la descarga de la PTAR el Salitre extendida y de la PTAR Canoas 3 Km. aguas arriba de Alicachín en el Muña. Por otra parte, la calidad del agua de esta última descarga, la PTAR Canoas, se estima objetivamente con un modelo de calidad del agua de los interceptores Fucha – Tunjuelo y Tunjuelo – Canoas. Se implementó el modelo de calidad del agua *QUAL2K* de los interceptores Fucha – Tunjuelo y Tunjuelo Canoas con las respectivas estaciones elevadoras de Tunjuelo y de Canoas.

3.1.1 Datos

Los datos geométricos e hidráulicos de los interceptores Fucha – Tunjuelo y Tunjuelo – Canoas se tomaron de los diseños disponibles a la fecha de realización de la modelación de. Estos tomados de HMV Ingenieros (2002) y Giraldo (2003), y se encuentran resumidos en la Tabla 1.

Tabla 1 – Datos geométricos e hidráulicos del interceptor

Parámetro	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3
Longitud (m)	9480	8600	2700
Ancho (m)	–	8.5	8.5
Diámetro (m)	4.5	–	–
Coefficiente de Manning	0.015	0.015	0.015
Pendiente Longitudinal	0.0002	0.00025	0.00025

Los datos de población y cargas contaminantes se tomaron del estudio Unión Temporal Saneamiento Río Bogotá (2002) (Referenciado en Camacho, 2003). Los datos de cargas contaminantes para la condición de saturación de población de Bogotá, relevantes para la modelación del estudio, se resumen en la Tabla 2.

Tabla 2 - Cargas contaminantes población de saturación (Adaptado de Camacho, 2003)

Cuenca	Q medio AR m ³ /s	Q inf m ³ /s	Q seco m ³ /s	Población Habitantes	Carga DBO ton/año	Carga SST ton/año	Conc DBO mg/l	Conc SST mg/l
Salitre alto	6.5	2.5	9	3306934	63973	106219	225	374
Fucha	6.5	3	9.5	3496275	99539	99539	332	332
Tunjuelo + Soacha	5.1	2.5	7.6	4216075	76943	80021	321	334
Fucha + Tunjuelo + Soacha	11.6	5.5	17	7712350	176482	179560		

3.1.2 Estimación paramétrica

En la Tabla 3 se hace una corta descripción de los parámetros involucrados en el modelo QUAL2K (tasas de degradación). Los parámetros del modelo calibrado de calidad del agua del Río Bogotá (Uniandes, 2001 y Uniandes, 2002; Referenciados en Camacho, 2003) se presentan en la Tabla 4. En la misma Tabla se indican las estimaciones para los parámetros del modelo de calidad del agua de los interceptores modelados en este estudio.

Tabla 3 - Parámetros de calidad del modelo QUAL2K (Adaptado de Díaz, 2004)

Abreviación	Descripción
DescC	Tasa de descomposición rápida de la materia orgánica
HydroIN	Hidrólisis del nitrógeno orgánico
NitrifA	Tasa de nitrificación del amonio
DenitN	Tasa de desnitrificación de nitratos
HydroIP	Hidrólisis del fósforo orgánico
HydroIPOM	Hidrólisis de la materia orgánica particulada
Velasent	Velocidad de sedimentación de la materia orgánica particulada

Tabla 4 - Parámetros de modelación (Adaptado de Camacho, 2003)

Abreviación	Valores parámetros	Valores parámetros
	óptimos modelo Río Bogotá	estimados modelo interceptores
DescC [d ⁻¹]	0.06	0.35
HydroIN [d ⁻¹]	0.99	1.5
NitrifA [d ⁻¹]	0.88	1.8
DenitN [d ⁻¹]	0.12	0.12
HydroIP [d ⁻¹]	0.13	0.5
HydroIPOM [d ⁻¹]	0.90	1.6
Velasent [d ⁻¹]	0.26	0.05

En el interceptor las velocidades son más altas y las profundidades menores que en el tramo considerado del Río Bogotá y por lo tanto los procesos de sedimentación no son tan importantes. Por esta misma razón hay mayor reaireación y mayor capacidad de degradación aeróbica de la materia orgánica y de nitrificación de las diferentes formas de nitrógeno (Camacho, 2003). En la modelación de la calidad del agua de los interceptores se tiene en cuenta el efecto de reaireación que incorporan las estaciones elevadoras de tornillo de Arquímedes (Duarte, 2002).

3.1.3 Resultados

Como es de esperarse se da una pequeña transformación de la calidad del agua de los interceptores. La razón de los ligeros incrementos de oxígeno disuelto se debe al efecto de las

estaciones elevadoras. Se ha asumido un oxígeno disuelto de 1.5 mg/l en la condición de frontera en la estructura hidráulica de control al interceptor Fucha – Tunjuelo. En la Figura 2 se encuentra el perfil de OD a lo largo del interceptor.

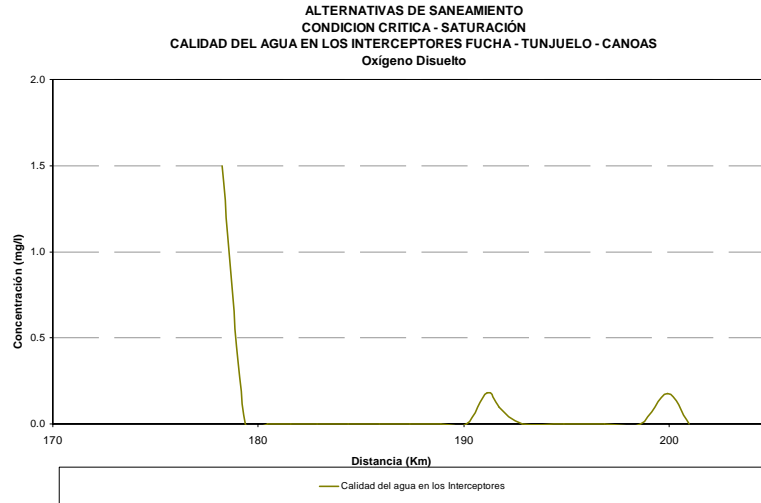


Figura 2 – Perfil de OD a lo largo del interceptor (Adaptado de Camacho, 2003)

La DBO se degrada levemente (3 %) (Ver Figura 3). Sin embargo debido al reducido tiempo de viaje (0.25 días) la reducción de materia orgánica por descomposición aeróbica y anaeróbica es muy limitada. Igual ocurre con los sólidos suspendidos. Esta reducción podría aumentarse si se incrementa el tiempo de residencia del agua residual en periodos de estiaje dando un manejo y control dinámico en tiempo real a los pondajes (Camacho, 2003).

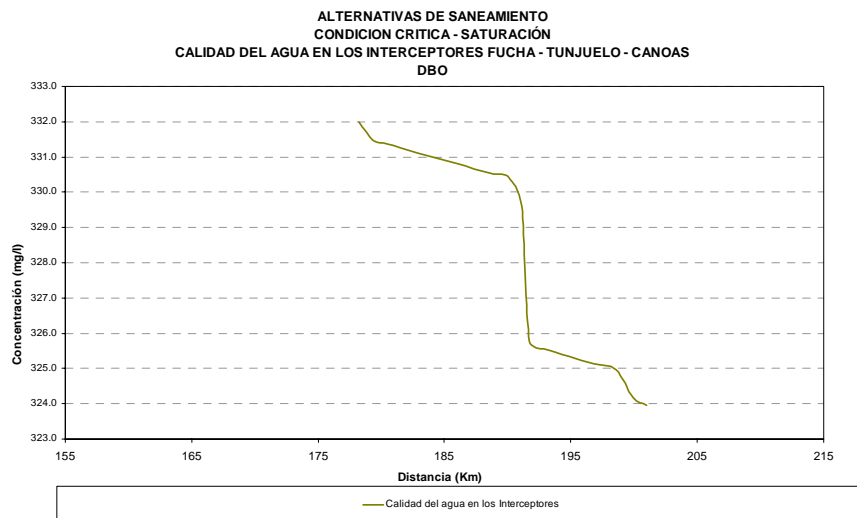


Figura 3 – Perfil de DBO a lo largo del interceptor (Adaptado de Camacho, 2003)

Los resultados muestran que la calidad del agua en Alicachín es prácticamente idéntica en la situación “con” o “sin” proyecto desvirtuando las afirmaciones de que al canalizar las aguas residuales se obtendría una calidad de agua peor en Alicachín (Camacho, 2003). La comparación de los perfiles de DBO en el Río Bogotá para los dos escenarios se muestra en la Figura 4.

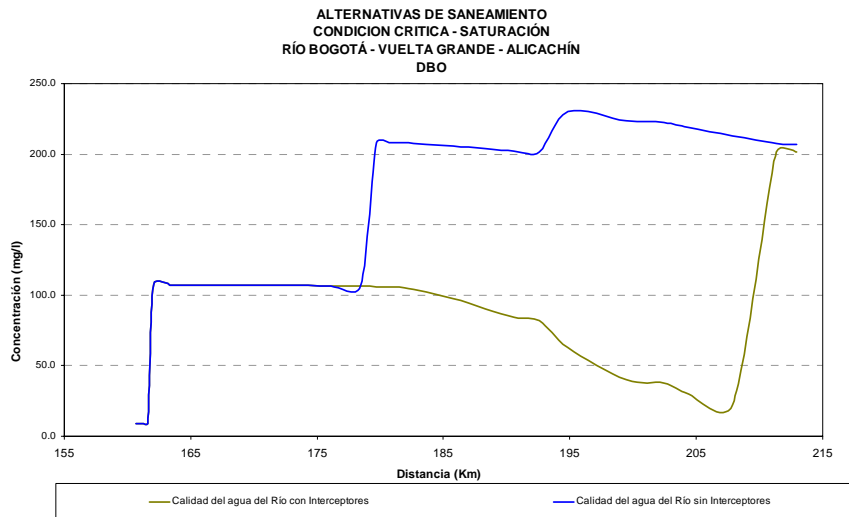


Figura 4 – Comparación perfiles DBO en el Río Bogotá con y sin interceptor (Adaptado de Camacho, 2003)

El análisis de los resultados indica claramente que no hay diferencia entre los dos escenarios por dos razones fundamentales (Camacho, 2003):

- El Río Bogotá en la condición de saturación tiene muy baja capacidad de autodepuración adicional.
- Bajo las condiciones anaeróbicas del Río Bogotá en condiciones de saturación la degradación adicional de la materia orgánica es despreciable o comparable con la que puede ocurrir por el Interceptor.

3.2 Modelación Díaz (2004)

En esta investigación se realizó una campaña de muestreo sobre el Interceptor Río Bogotá en el tramo Torca - Salitre, con el fin de implementar y calibrar un modelo de calidad de agua, con datos de campo para obtener las constantes de degradación que rigen los procesos bioquímicos que tienen lugar en un interceptor de estas características.

3.2.1 Datos

En la Tabla 5 se muestran los resultados de la campaña de monitoreo sobre el Interceptor Río Bogotá Torca – Salitre.

Tabla 5 - Resultados de la campaña de monitoreo sobre el IRB Torca – Salitre (Adaptado de Díaz, 2004)

Parámetro	Pozo 6S1	Pozo 19	Pozo 22E4	Pozo 31
<i>Medición en campo</i>				
Temperatura (°C)	18,7	18,5	15,4	16,5
pH	7,6	7,37	7,01	7,21
Conductividad (microS/cm)	896	920	400	784
Sólidos Sedimentables	2,5	3	0,5	2
Profundidad	0,73	0,92		2,35
Caudal (m3/s)	0,367	0,502	0,029	0,531
<i>Análisis de Laboratorio</i>				
Alcalinidad	239	242	85	284
Dureza Total	72	72	39	110
Sulfuros (mg/L)	4	2	5	1
DQO Total (mg/L)	274	252	2	218
DQO Soluble (mg/L)	102	80	ND	94
DBO5 Total (mg/L)	173	189	ND	181
DBO5 Soluble (mg/L)	26	60	ND	65
Grasas y Aceites (mg/L)	105	143	9	72
Sólidos Suspendidos (mg/L)	250	230	183	153
Nitritos (mg/L)	0,038	ND	0,017	ND
Amonio (mg/L)	48	51	3	63
Nitratos (mg/L)	ND	ND	ND	ND
NKT (mg/L)	52,84	57,43	10,48	69,53
Fósforo Soluble (mg/L)	1,69	2,444	ND	2
Fósforo Total (mg/L)	2,38	2,46	0,34	2,15
Coliformes Totales (NMP/100ml)	5,90E+07	1,70E+08	1,10E+06	6,90E+07
Coliformes Fecales	6,10E+06	2,80E+07	4,70E+04	2,70E+07

Parámetro	Pozo 6S1	Pozo 19	Pozo 22E4	Pozo 31
(NMP/100ml)				

Se presentan altos valores de Amonio y Nitrógeno orgánico. Los coliformes totales medidos en el interceptor son característicos de aguas residuales domésticas, al igual que la DBO, la DQO y los valores de fósforo (puede haber afectación por las actividades agrarias de la zona) (Díaz, 2004).

3.2.2 *Estimación paramétrica*

La calibración del modelo de calidad para el tramo Torca – Salitre mostró un gran nivel de incertidumbre lo cual implica que la respuesta del modelo es compleja y exige que se analice en forma conjunta para evitar interacciones paramétricas (Díaz, 2004). Los resultados de la calibración se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6 - Resultados de la calibración tramo Torca – Salitre (Adaptado de Díaz, 2004)

Parámetro	Valor
DescC	0.38
HydrolN	1.53
NitrifA	1.7
DenitN	0.75
HydrolP	1.12
HydrolPOM	0.1
Velasent	0.3
DBO	225
Oxígeno Disuelto	0.25
Amonio	48.94
Nitrógeno Orgánico	9.66
Fósforo Orgánico	1.59

3.2.3 *Resultados*

Las degradaciones son muy bajas, tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas, debido a las altas velocidades (altas pendientes) y a los consecuentes bajos tiempos de retención hidráulica.

Aunque las tasas calibradas en el modelo Torca – Salitre son altas, no existe suficiente tiempo para que ocurran procesos de degradación importantes (Díaz, 2004).

En las Figura 5 y Figura 6 se muestran los perfiles de OD y DBO respectivamente a lo largo del interceptor.

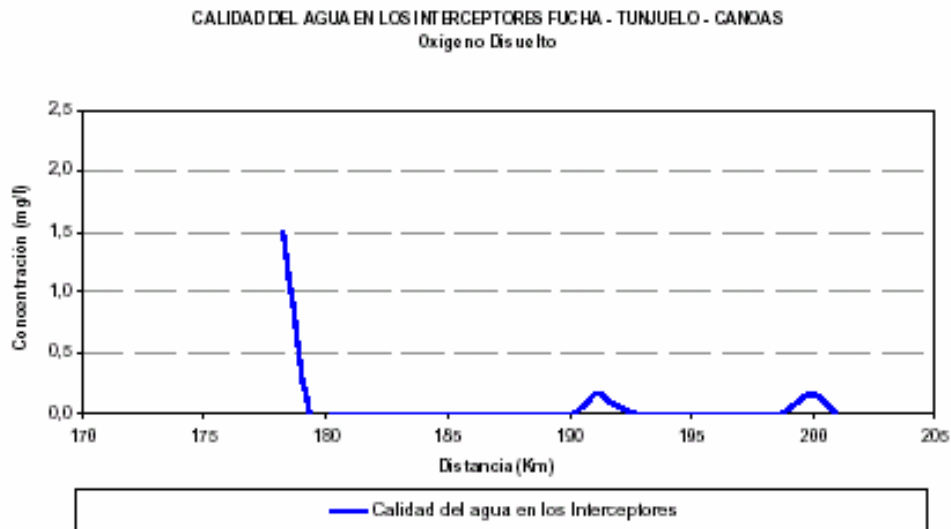


Figura 5 – Perfil de OD a lo largo del interceptor (Adaptado de Díaz, 2004)

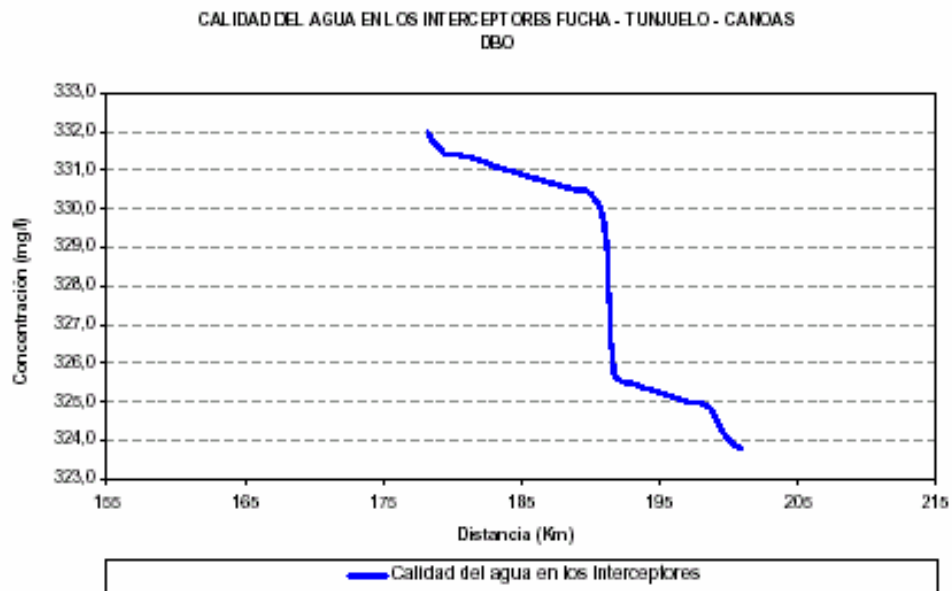


Figura 6 – Perfil de DBO a lo largo del tramo (Díaz, 2004)

La idea de que el encauzamiento de las aguas residuales en un gran interceptor y su consecuente vertimiento en Alicachín empeorarían las condiciones de calidad en este punto, se ve totalmente desvirtuada en la modelación realizada en esta investigación. Los resultados indican que la diferencia en la calidad es prácticamente imperceptible, debido a que actualmente el Río Bogotá se encuentra en condiciones de saturación y no es capaz de degradar materia orgánica adicional, lo que lo hace comparable con la capacidad de degradación de los interceptores, que es mínima (Díaz, 2004) (ver Figura 7).

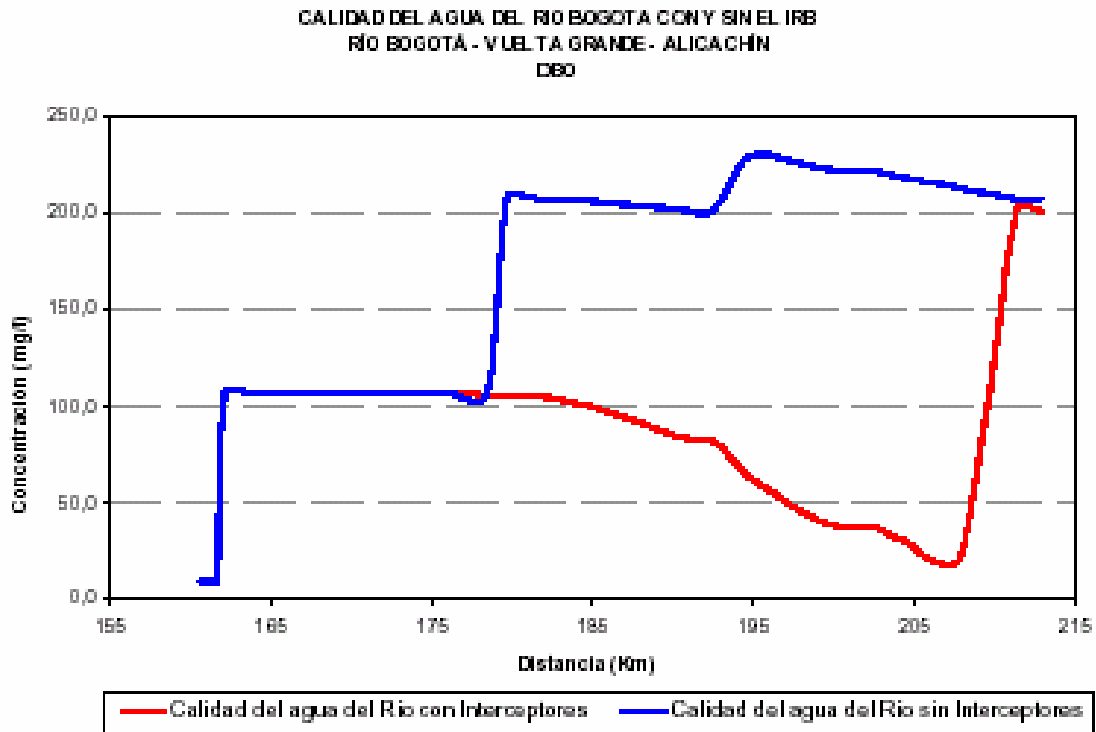


Figura 7 – Comparación de la calidad del agua del Río Bogotá con y sin interceptor (Adaptado de Díaz, 2004)

4 DESARROLLO DEL MODELO EN SIMULINK

Con los modelos de calidad del agua se busca predecir y explicar el comportamiento de la concentración de contaminantes en función de las diferentes cargas que son vertidas. Se deben analizar procesos físicoquímicos y biológicos. La gran importancia de estos modelos radica en el hecho que permiten evaluar diversas alternativas de saneamiento, *e.g.* planes de manejo y control de vertimientos.

Debido a que los modelos con que se cuenta actualmente para modelar la calidad del agua en sistemas de drenaje urbano no incluyen variables de flujo, *e.g.* tiempo de residencia y tiempo de retraso, se pretende integrar los siguientes modelos y variables con el fin de tener una herramienta robusta a la hora de analizar las variables de calidad del agua en los sistemas de alcantarillado.

Los modelos a integrar son:

- MDLC (Multilinear Discrete Lag-Cascade Model for Channel Routing, Camacho y Lees., 1999).
- QUASAR (Quality Simulation Along River Systems, Whitehead et al., 1997).
- ADZ (Aggregated Dead Zone, Beer y Young, 1983; Young y Wallis, 1993).

Los parámetros a integrar son:

- Coeficiente volumétrico de reaireación en alcantarillados.
- Tasa de consumo de oxígeno en el biofilm (Parkhurst y Pomeroy, 1972).

4.1 Generalidades del Modelo de Flujo

Como modelo de flujo se emplea el modelo MDLC (Camacho y Lees, 1999) en la versión que permite modelar tuberías circulares (Rodríguez, 2004b). Dicho modelo está caracterizado por parámetros temporales análogos a los parámetros del modelo ADZ.

El modelo conceptual está basado en un elemento de canal lineal discreto, acoplado con una serie de n celdas (embalses) en serie. El elemento de canal lineal está caracterizado por un parámetro

de retraso del frente de la onda τ_{fl} , cuyo efecto es simplemente el de trasladar la hidrógrafa transitada sin atenuación. Cada embalse en la serie a su vez está caracterizado por un coeficiente de almacenamiento K , cuyo efecto de atenuación es análogo al parámetro de tiempo de residencia del modelo ADZ que caracteriza la dispersión en el transporte de solutos (Camacho y Lees, 1999).

Ecuación principal de la versión lineal del modelo MDLC es:

$$Q(k) = -a_1 Q(k-1) + b_0 I(k-\delta)$$

donde,

$$a_1 = -\exp\left(-\frac{\Delta t}{(\bar{t} - \tau)}\right)$$

$$b_0 = 1 + a_1$$

$$\delta = \text{int}\left(\frac{\tau}{\Delta t}\right)$$

El primer momento temporal alrededor del origen, que define el tiempo de translación o tiempo de viaje medio de la onda creciente, esta dado por,

$$\bar{t}_{fl} = nK + \tau_{fl}$$

Donde n , K y τ_{fl} son parámetros relacionados con características físicas del canal para un caudal específico de referencia Q_0 .

$$K = \frac{3}{2m} \left(1 + (m-1)F_o^2\right) \left(\frac{y_o}{S_o L}\right) \left(\frac{L}{mu_o}\right)$$

$$n = \frac{\frac{4m}{9} \left(1 - (m-1)^2 F_o^2\right)}{\left(1 + (m-1)F_o^2\right)^2 \left(\frac{y_o}{S_o L}\right)}$$

$$\tau_{fl} = \frac{L}{mu_o} \left(1 - \frac{\frac{2}{3}(1 - (m-1)^2 F_o^2)}{(1 + (m-1)F_o^2)} \right)$$

Donde F_o = Numero de Froude; Y_o = Profundidad uniforme de flujo al caudal de referencia Q_o ; S_o = 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_o a la velocidad media del flujo al caudal de la condición de referencia u_o , m , esta dada por la siguiente ecuación,

$$m = \frac{C_o}{u_o} = \frac{\left(\frac{dQ}{dA} \Big|_{A=A_o} \right)}{\left(\frac{Q_o}{A_o} \right)}$$

Las relaciones son válidas para cualquier tipo de sección transversal y cualquier fórmula de fricción utilizada (Manning o Chezy). El movimiento promedio de una onda de flujo linearizada en un canal general uniforme de cualquier sección transversal y formula de fricción está dada, por la aproximación de la onda cinética,

$$\bar{t}_{fl} = \frac{L}{C_o} = \frac{L}{mu_o}$$

La variación del caudal durante eventos dinámicos de corto plazo afecta la calidad del agua de los sistemas de alcantarillado, y sin embargo, la mayoría de los modelos disponibles de calidad del agua y de predicción de incidentes de contaminación no incluyen un componente de tránsito hidráulico que permita realizar predicciones bajo condiciones de flujo no permanente. Por esto se requiere un modelo de tránsito hidrológico de crecientes (MDLC).

El método computacional usado esta basado en la convolución multilínea usada en el modelo MDLC (ver Figura 8). La hidrógrafa de entrada es partida en pulsos de duración constante igual al intervalo de tiempo de transito Δt . Para cada intervalo de tiempo se determinan los parámetros de flujo y transporte de solutos y se calcula el pulso unitario de respuesta. Después se calcula el

pulso de respuesta asociado con el caudal. Finalmente, se obtiene la hidrógrafa completa transitada integrando las respuestas de los pulsos (Camacho y Lees, 1999).

El modelo computacional es muy simple, y fue implementado en el lenguaje de programación numérico de Matlab 6.5 (MathWorks, 2002); las funciones fueron tomadas de Camacho (2000), y se adecuaron para poder llevar a cabo el transito de hidrogramas en tuberías de alcantarillados.

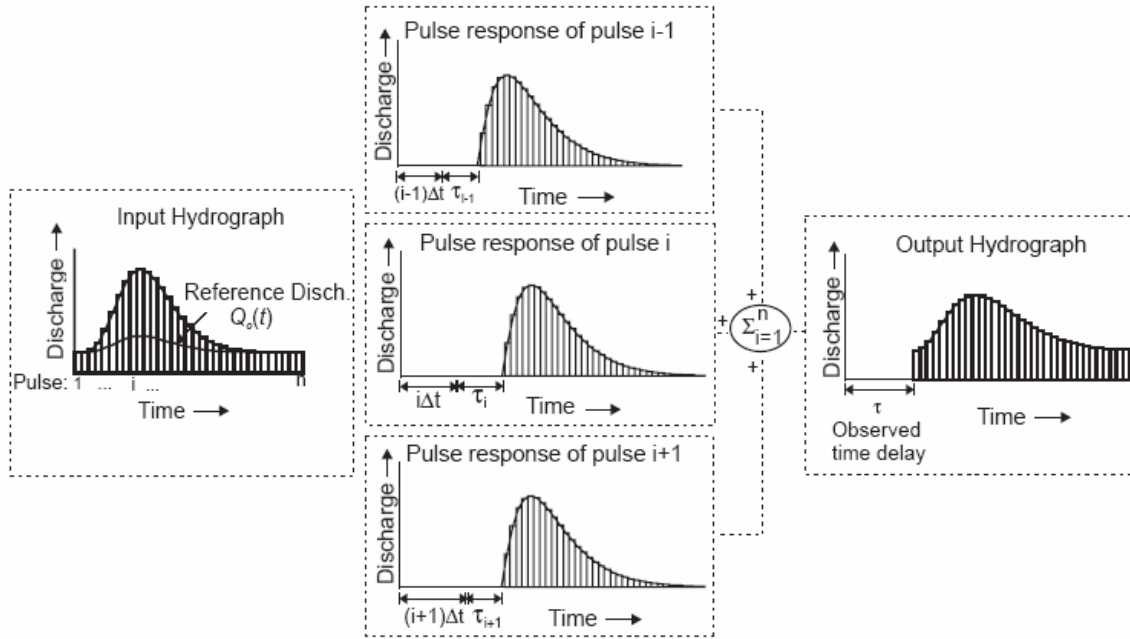


Figura 8 - Procedimiento computacional del modelo MDLC. (Adaptado de Camacho y Lees, 1999)

4.2 Generalidades del Modelo de Calidad

4.2.1 Modelo de transporte de zona muerta agregada ADZ

El modelo ADZ es un modelo de transporte de solutos en corrientes que surgió por las limitaciones de la ecuación convencional de advección - dispersión (modelo ADE). Considera sistemas imperfectamente mezclados, efectos de almacenamiento o zonas muertas y explica procesos de advección y dispersión. La advección pura se caracteriza mediante un parámetro temporal explícito de retraso advectivo del frente de concentración τ_s . La dispersión se modela en forma agregada en la zona de mezcla activa la cual esta caracterizada con el tiempo de residencia

ADZ agregado T_r (Camacho & Lees, 2000). En la Figura 9 se encuentra la conceptualización gráfica del modelo ADZ.

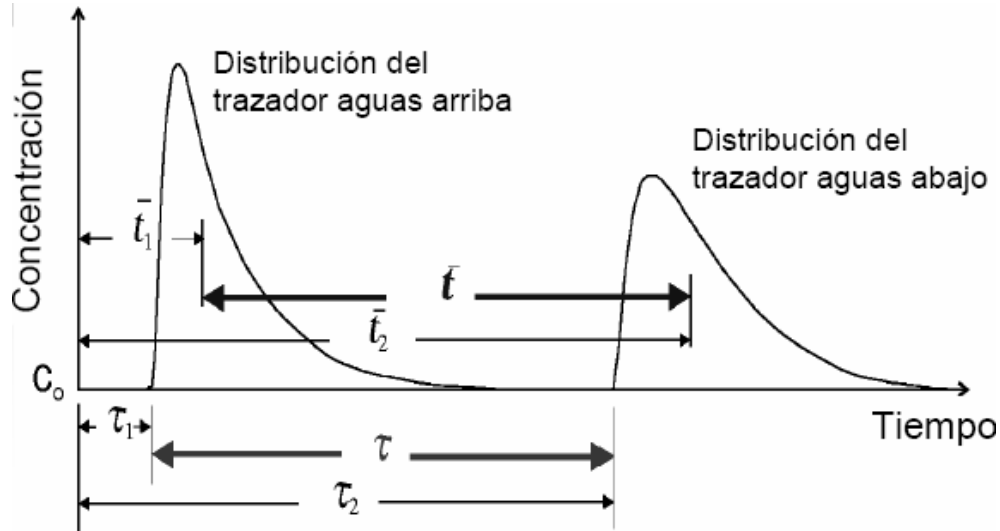


Figura 9 - Conceptualización gráfica del modelo ADZ (Adaptado de: Díaz, 2004)

El tiempo total de viaje del soluto en el tramo está definido por,

$$\bar{t}_s = T_r + \tau_s$$

Bajo condiciones de flujo permanente y sistema imperfectamente mezclado, el modelo ADZ para un tramo único está dado por,

$$\frac{dS(t)}{dt} = \frac{1}{t_s - \tau_s} (S_u(t - \tau_s) - S(t))$$

donde $S(t)$ es la concentración del soluto en el extremo de aguas abajo del tramo, S_u es la concentración conocida a la entrada aguas arriba del tramo.

Camacho & Lees (2000) desarrollaron un modelo integrado que acopla el modelo ADZ, con el modelo de tránsito hidrológico MDLC. El núcleo del modelo integrado se basa en una conceptualización que relaciona la velocidad efectiva de transporte del soluto, la cual está determinada en parte por zonas muertas y procesos de almacenamiento temporal.

Para estimar los parámetros del transporte correspondientes al modelo ADZ se usan las siguientes expresiones,

$$\bar{t}_s = m(nK + \tau_{fl})(1 + \beta)$$

$$\tau_s = m \cdot \tau_{fl}(1 + \beta)$$

$$T_r = \frac{(\bar{t}_s - \tau_s)}{n}$$

donde β es un coeficiente de retraso del soluto, el cual bajo condiciones de mezcla completa en la sección transversal, depende del coeficiente entre el área transversal de la zona de almacenamiento temporal A_s y el área de la sección transversal del canal principal A (Camacho & Lees, 2000).

4.2.2 Modelo QUASAR

Es un modelo dinámico simple, que usa relaciones empíricas entre los parámetros de flujo y calidad del agua y acopla un conjunto de ecuaciones diferenciales, *e.g.* DBO, OD, Amonio, Nitrito, Temperatura. Permite describir cambios en el flujo y la concentración de diferentes determinantes de la calidad del agua en el tiempo, analizando aspectos físicos, químicos y biológicos. No considera los efectos de remansos, y modela un conjunto de reactores en serie completamente mezclados CSTR's. El modelo asume conservación de la masa sobre un tramo completamente mezclado, condiciones de flujo uniforme permanente. Las pérdidas de soluto por asentamiento o reacción son representadas por una constante de decaimiento K (Whitehead *et al.*, 1997).

Para contaminantes conservativos se tiene,

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{1}{T(t)}(U(t) - X(t))$$

donde $U(t)$ = Concentración de entrada; $X(t)$ = Concentración de salida; T = Tiempo de residencia.

Para contaminantes no conservativos se tiene,

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{1}{T(t)} (U(t) - X(t)) + \sum \text{Fuentes} - \sum \text{Pérdidas}$$

donde $U(t)$ = Concentración de entrada; $X(t)$ = Concentración de salida; T = Tiempo de residencia.

En la Tabla 7 se encuentran los determinantes de calidad del agua y los procesos representados en QUASAR.

Tabla 7 – Determinantes de calidad y procesos representados en QUASAR (Adaptado de Raciny, 2002)

Determinante	Fuentes	Perdidas
Sust. Conservativa		
Nitrato	Nitrificación	Desnitrificación
Amonio		Oxidación de nitratos
OD	Fotosíntesis y reaireación natural	Respiración, demanda béntica, nitrificación, pérdida de DBO
DBO	Muerte de algas	Decaimiento de DBO, sedimentación
Temperatura		

4.2.3 Modelo extendido QUASAR – ADZ

A continuación se explican las ecuaciones del modelo integrado QUASAR – ADZ (Lees *et al.*, 1998).

Para sustancias conservativas se tiene,

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} (U(t - \tau) - X(t)) + \sum \text{Fuentes} - \sum \text{Pérdidas}$$

Para sustancias no conservativas se tiene,

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} (e^{-k\tau} U(t - \tau) - X(t)) + \sum \text{Fuentes} - \sum \text{Pérdidas}$$

El modelo de Ion Amonio esta dado por,

$$\frac{dX_1(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} \left[\left(e^{-K_1 \tau} U_1(t - \tau) - X_1(t) \right) \right] - \left[K_1 10^{0.0293 T_o} X_1(t) \right]$$

donde $U_1(t-\tau)$ = Concentración amonio entrada (mg/l); $X_1(t)$ = Concentración amonio salida (mg/l); K_1 = Coeficiente decaimiento nitrificación (1/d); T_o = Temperatura °C.

El modelo de Nitrato esta dado por,

$$\frac{dX_2(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} \left[\left(e^{-K_2 \tau} U_2(t - \tau) - X_2(t) \right) \right] + \left[K_1 10^{0.0293 T_o} X_1(t) \right] - \left[K_2 1.0698 \cdot 10^{0.0293 T_o} X_2(t) \right]$$

donde $U_2(t-\tau)$ = Concentración nitrato entrada (mg/l); $X_1(t)$ = Concentración amonio salida (mg/l); $X_2(t)$ = Concentración nitrato salida (mg/l); K_1 = Coeficiente decaimiento nitrificación (1/d); K_2 = Coeficiente decaimiento desnitrificación (1/d); T_o = Temperatura °C.

El modelo de DBO esta dado por,

$$\frac{dX_3(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} \left[\left(e^{-(K_3+K_4)\tau} U_3(t - \tau) - X_3(t) \right) \right] - \left[K_3 1.047^{(T_o-20)} X_3(t) \right] - \left[K_4 X_3(t) \right]$$

donde $U_3(t-\tau)$ = Concentración DBO entrada (mg/l); $X_3(t)$ = Concentración DBO salida (mg/l); T_o = Temperatura °C; K_3 = Coeficiente de descomposición materia orgánica (1/d); K_4 = Coeficiente de sedimentación (1/d).

El modelo de Oxígeno Disuelto modificado para alcantarillados esta dado por,

$$\frac{dX_4(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} \left[\left(e^{-\left(K_8 + \frac{5.3 S_{f_v}}{R} \right) \tau} U_4(t - \tau) \right) \right] - \left[K_8 1.08^{T_o-20} X_4 \right] + \left[K_a (C_s(t) - X_4) \right] - \left[4.57 K_1 10^{0.0293 T_o} X_1(t) \right] - \left[K_3 1.047^{(T_o-20)} X_3(t) \right] - 5.3 (S_f \nu) \frac{X_4(t)}{R} \cdot 24$$

donde $U_4(t-\tau)$ = Concentración OD entrada (mg/l); $X_3(t)$ = Concentración DBO salida (mg/l); $X_1(t)$ = Concentración amonio salida (mg/l); K_a = Tasa de reaireación (1/d); T_o = Temperatura °C; K_3 = Coeficiente de descomposición materia orgánica (1/d); gas (1/d); K_8 = Tasa consumo de O_2 en los sedimentos (1/d); $C_s(t)$ = Concentración de saturación de O_2 ; R = radio hidráulico (m); S_f = Gradiente hidráulico; C_o = oxígeno disuelto actual (mg/l), ν = Velocidad media (m/s).

La concentración de saturación de oxígeno se calcula con la siguiente expresión:

$$C_s = 14.652 - 0.41022T_o + 0.0079910T_o^2 - 0.000077774T_o^3$$

En cuanto al consumo de oxígeno en el biofilm ($\text{g/m}^3\cdot\text{h}$), Pomeroy y Parkhurst (1972) establecieron que,

$$r_b = 5.3(S_f v) \frac{C_o}{R}$$

donde R = Radio hidráulico (m); S_f = Gradiente hidráulico; C_o = Oxígeno disuelto actual (mg/l); v = Velocidad media (m/s).

El coeficiente de transferencia de oxígeno K_a ha sido calculado empíricamente para alcantarillados por gravedad. En la Tabla se presentan algunas ecuaciones para encontrar el coeficiente de transferencia, dichas ecuaciones están citadas en Hvitved-Jacobsen (2002).

Krenkel y Orlob (1962),

$$K_a = 0.121(v \cdot S_f)^{0.408} \cdot d_m^{-0.66} \cdot 24$$

Owens *et al* (1964),

$$K_a = 0.00925 \cdot v^{0.67} \cdot d_m^{-1.85}$$

Parkhurst y Pomeroy (1972),

$$K_a = 0.96 \cdot (1 + 0.17 \cdot Fr^2) \cdot (S_f \cdot v)^{\frac{3}{8}} \cdot d_m^{-1}$$

Tsivoglou y Neal (1976),

$$K_a = B \cdot v \cdot S_f, \text{ con } B \approx 2360$$

Taghizadeh – Nasser (1986),

$$K_a = 0.4 \cdot v \left(\frac{d_m}{R} \right)^{0.613} d_m^{-1}$$

Jensen (1994),

$$K_a = 0.86 \cdot (1 + 0.2 \cdot Fr^2) \cdot (S_f \cdot v)^{\frac{3}{8}} \cdot d_m^{-1}$$

donde v = Velocidad media (m/s); d_m = Profundidad hidráulica media (m); S_f = Gradiente hidráulico, R = Radio Hidráulico (m/s), Fr = Numero de Froude.

El modelo de temperatura esta dado por,

$$\frac{dX_5(t)}{dt} = \frac{1}{T_r} [(U_5(t - \tau) - X_5(t))]$$

donde $U_5(t - \tau)$ = Temperatura de entrada (°C); $X_5(t)$ = Temperatura de salida (°C).

4.2.4 Efecto en el oxígeno disuelto de las estaciones elevadoras (Estaciones de Bombeo)

Se han realizado investigaciones para analizar la variación del contenido de oxígeno disuelto y la variación de los contenidos de contaminantes en aguas residuales, cuando éstas son movidas a través de estructuras hidráulicas (tornillos elevadores o de Arquímedes y, caídas hidráulicas por rebose o, cámaras de caída) que generan aireación del flujo.

Duarte (2002) realizó una serie de toma de muestras de aguas residuales en tres puntos de la ciudad de Bogotá: Punto final del actual sistema Torca, donde el agua residual es vertida al canal de aguas lluvias desde la berma del canal (caudal medio); planta elevadora del Salitre (caudal bajo y 5 mt de altura) y Planta elevadora de Gibraltar (caudal alto y 8 mt de altura). Se observa que existe un incremento en el contenido de OD de la siguiente forma: Torca de 0 a 0.48 mg/l, Gibraltar de 0 a 1.78 mg/l y Salitre 0.19 mg/l. En general 1.70 mg/l.

4.3 Implementación en Simulink

Matlab 6.5 – Simulink (MathWorks, 2002) es un software especialmente diseñado para modelar, simular y analizar sistemas dinámicos. Entre las ventajas que se tienen al usar Simulink están (Camacho, 1997):

- Acceso a técnicas de programación iconográficas que facilitan la generación, modificación y extensión de los modelos.

- Acceso a rutinas de integración numérica para la solución automática de ecuaciones diferenciales ordinarias
- Acceso a gráficos durante la simulación.
- Acceso a las herramientas de Matlab para la visualización y procesamiento de los resultados de las simulaciones.
- Acceso a librerías disponibles en Simulink para analizar sistemas lineales y no lineales modelados en tiempo discreto o continuo.

El modelo se construyó conectando bloques disponibles en las librerías icnográficas. Hay una variedad de bloques estándar para realizar operaciones lineales y no lineales. Los bloques están conectados lógicamente para construir un diagrama de bloques que contiene las operaciones deseadas o las ecuaciones en las que se deben introducir las variables de entrada. Cada bloque puede ser visto como una subrutina. Una vez que el diagrama de bloques esta construido y la simulación este funcionando, Simulink formula y resuelve automáticamente las ecuaciones representadas en los bloques (Camacho, 1997).

4.3.1 *Modelo de Flujo*

Al modelo de flujo se introduce en un archivo la serie del hidrograma de entrada transitado, dicho tránsito de realiza empleando el código en Matlab 6.5 del MDLC (Ver Anexo 1). Así mismo se deben introducir los parámetros principales del mismo modelo (T_r , τ_{fb} y m).

Otros parámetros que se deben introducir en el modelo de flujo son: longitud del tramo (m), tipo de canal (rectangular, trapezoidal, circular), numero de Manning, pendiente longitudinal del tramo, ancho del canal (para canales rectangulares y trapezoidales), pendiente lateral del canal (para canales trapezoidales), diámetro del canal (para canales circulares).

En el modelo de flujo se calcula la profundidad uniforme de flujo, el área de flujo y el perímetro mojado. Estos parámetros se requieren en el modelo de oxígeno disuelto para el calculo del coeficiente de reaireación y la tasa de consumo de oxígeno en el biofilm. La implementación en Simulink de este modelo se observa en la Figura 10.

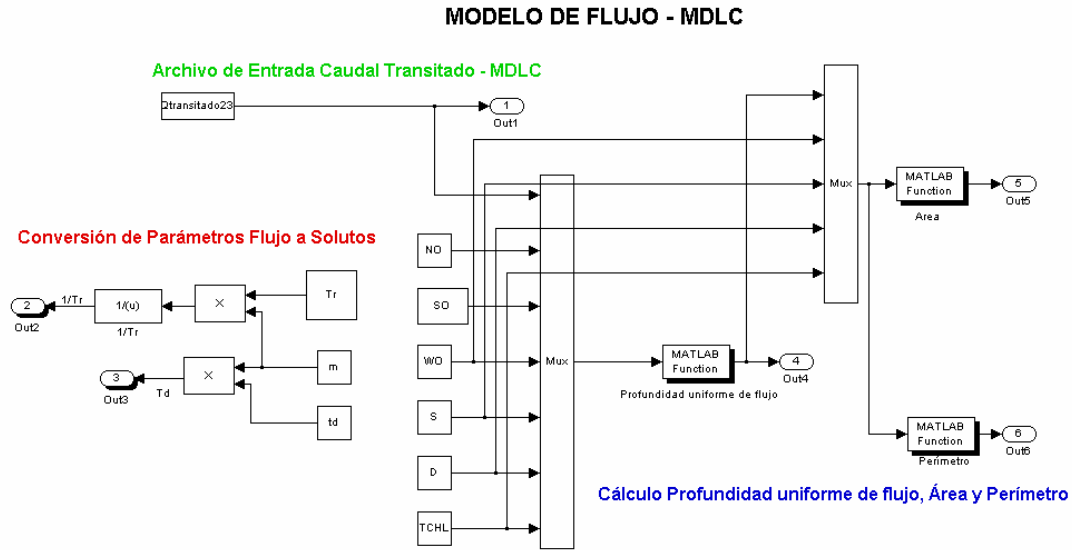


Figura 10 – Implementación en Simulink del modelo de flujo

4.3.2 Modelo Sustancias conservativas

En el modelo de sustancias conservativas se debe introducir el valor de la condición inicial de concentración del contaminante (en mg/l). A su vez se debe indicar la señal de entrada del contaminante. La implementación en Simulink de este modelo se observa en la Figura 11.

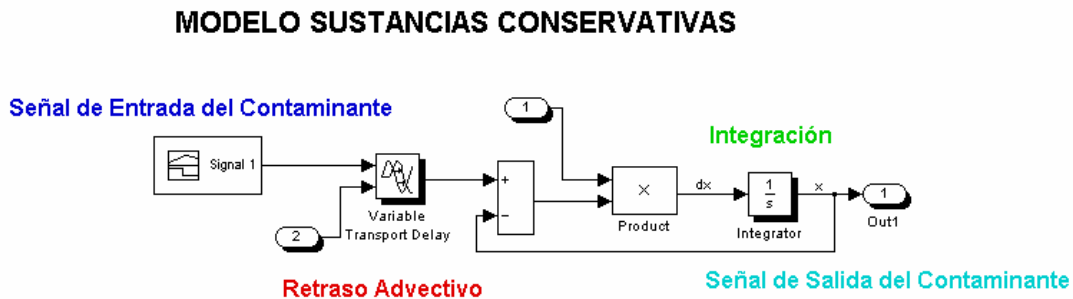


Figura 11 - Implementación en Simulink del modelo de sustancias conservativas

4.3.3 Modelo Sustancias no conservativas

En el modelo de sustancias no conservativas se debe introducir el valor de la condición inicial de concentración del contaminante (en mg/l) y el coeficiente de decaimiento (en 1/d). A su vez se

debe indicar la señal de entrada del contaminante. La implementación en Simulink de este modelo se observa en la Figura 12.

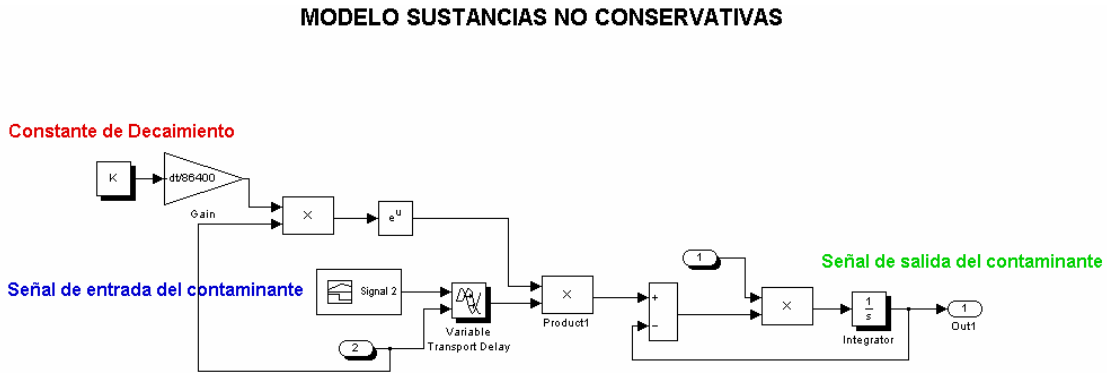


Figura 12 - Implementación en Simulink del modelo de sustancias no conservativas

4.3.4 Modelo de Ion Amonio

En el modelo de Ion Amonio se debe introducir el valor de la condición inicial de concentración de amonio (en mg/l) y el coeficiente de decaimiento de la nitrificación (en 1/d). A su vez se debe indicar la señal de entrada del amonio. La implementación en Simulink de este modelo se observa en la Figura 13.

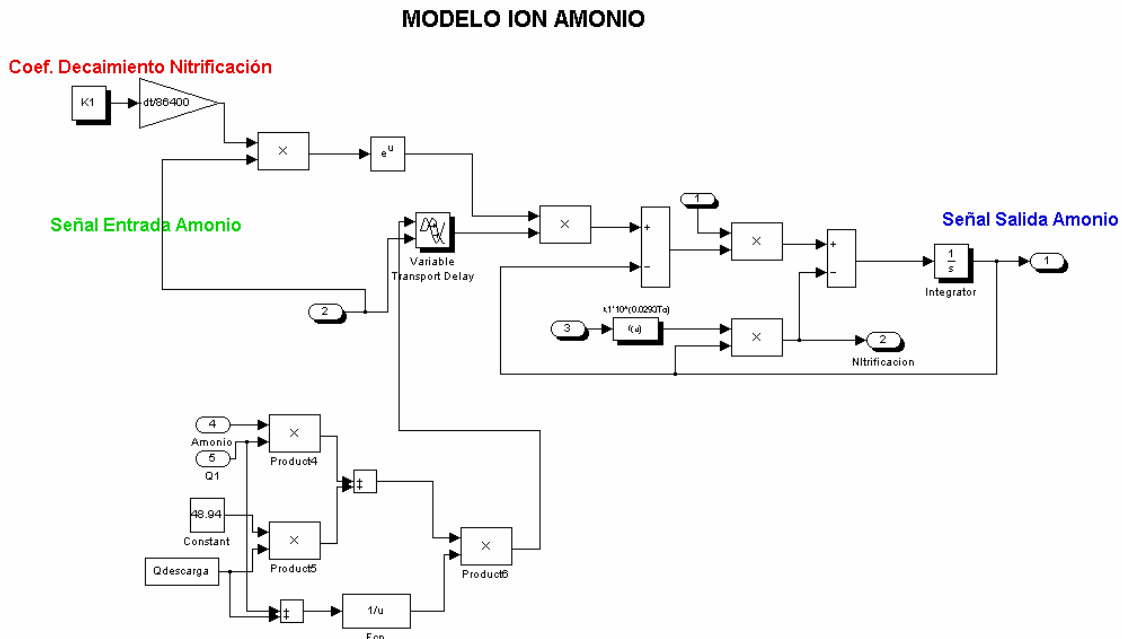


Figura 13 - Implementación en Simulink del modelo de ion amonio

4.3.5 Modelo de Nitrato

En el modelo de Nitratos se debe introducir el valor de la condición inicial de concentración de nitratos (en mg/l) y el coeficiente de decaimiento de desnitrificación (en 1/d). A su vez se debe indicar la señal de entrada del nitrato. La implementación en Simulink de este modelo se observa en la Figura 14.

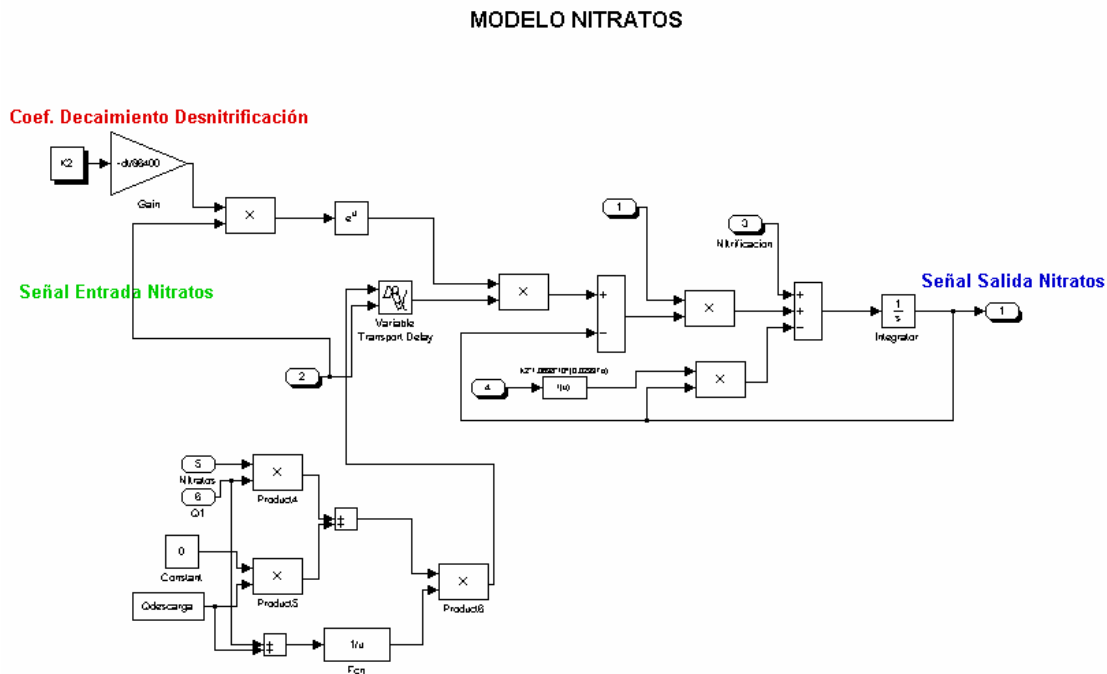


Figura 14 - Implementación en Simulink del modelo de nitratos

4.3.6 Modelo de DBO

En el modelo de DBO se debe introducir el valor de la condición inicial de concentración de DBO (en mg/l), el coeficiente de sedimentación (en 1/d) y el coeficiente de descomposición de la materia orgánica (en 1/d). A su vez se debe indicar la señal de entrada de DBO. La implementación en Simulink de este modelo se observa en la Figura 15.

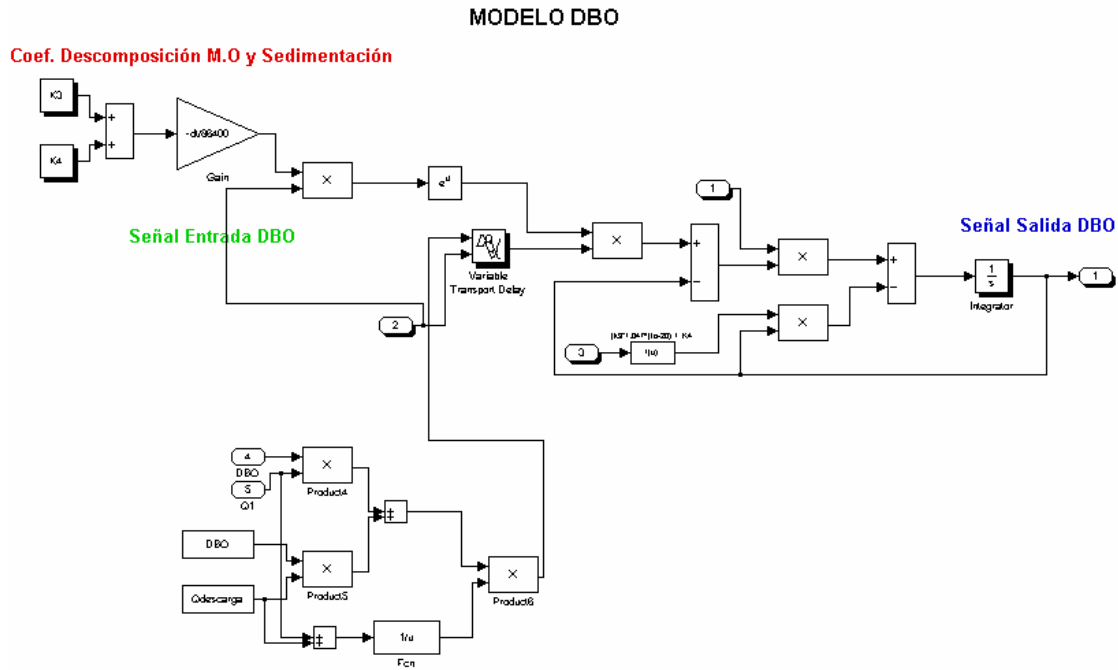


Figura 15 - Implementación en Simulink del modelo de DBO

4.3.7 Modelo Oxígeno Disuelto modificado para alcantarillados

En el modelo de DBO se debe introducir el valor de la condición inicial de concentración de OD (en mg/l), la longitud del tramo (en m), el gradiente hidráulico, el coeficiente de descomposición de la materia orgánica (en 1/d) y la tasa de consumo de oxígeno en los sedimentos (en 1/d). A su vez se debe indicar la señal de entrada del OD. La implementación en Simulink de este modelo se observa en la Figura 16.

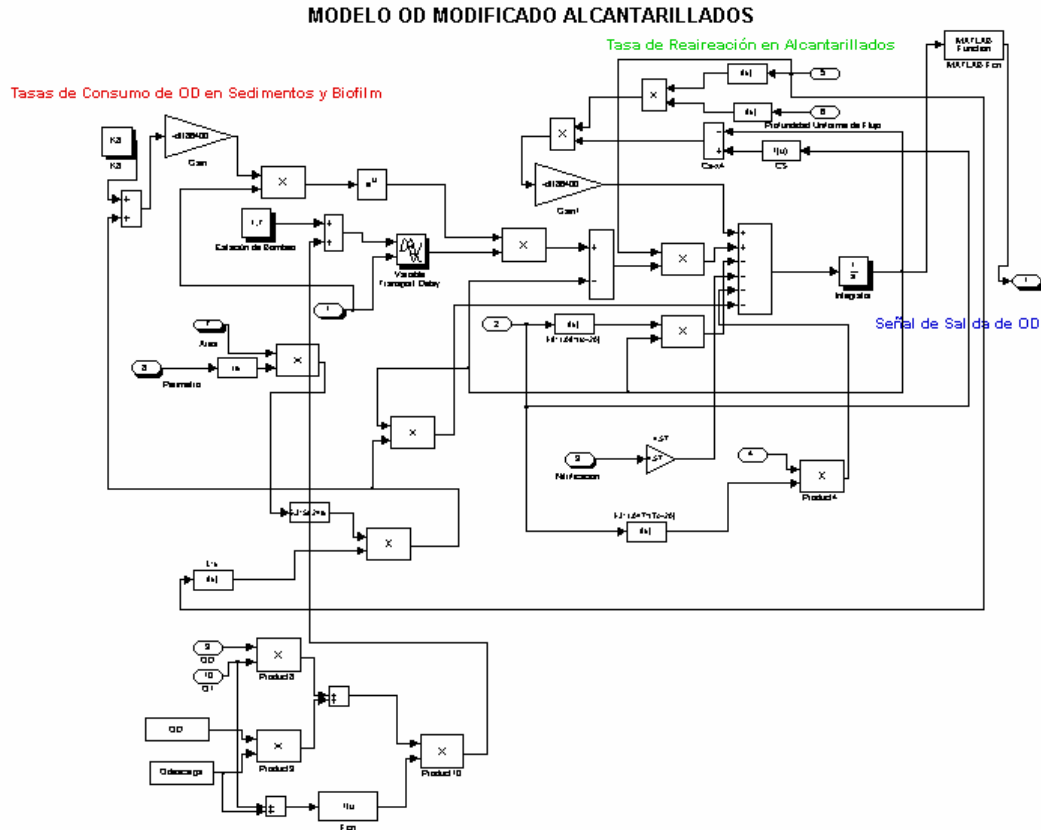


Figura 16 – Implementación en Simulink del modelo de OD

4.3.8 Modelo de Temperatura

En el modelo de temperatura se debe introducir el valor de la condición inicial de la temperatura (en °C). A su vez se debe indicar la señal de entrada de temperatura. La implementación en Simulink de este modelo se observa en la Figura 17.

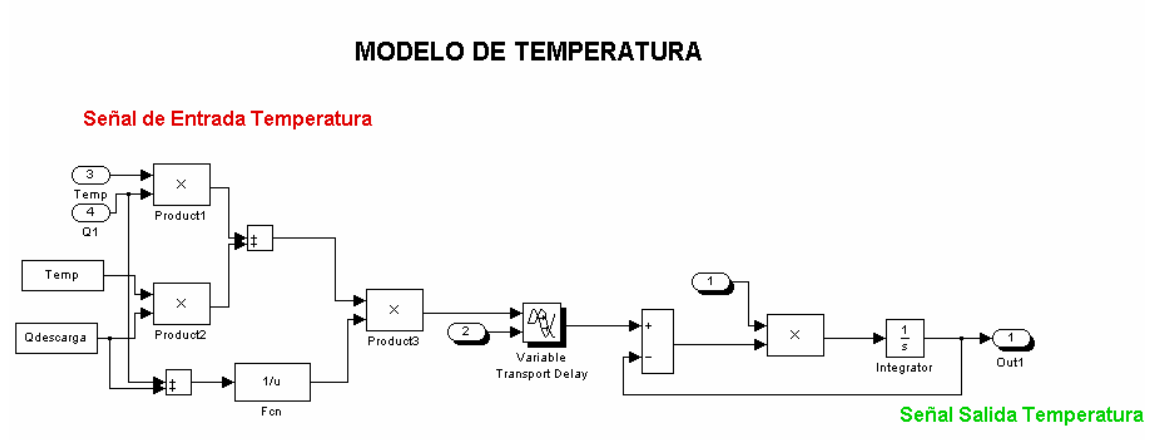


Figura 17 - Implementación en Simulink del modelo de Temperatura

5 VERIFICACIÓN NUMÉRICA DEL MODELO

El objetivo del presente capítulo es verificar el comportamiento del modelo. En el análisis cuantitativo se recurre a funciones de carga estándar para un tramo de un alcantarillado, con valores de las variables involucradas según los sugeridos por la literatura. En este proceso se introduce una función de carga de respuesta conocida, y la solución generada por el modelo se compara con la solución analítica (Chapra, 1997). En cada uno de los modelos se utilizan como datos de entrada funciones de escalón y de pulso de concentraciones para analizar la capacidad de reproducción adecuada del comportamiento en el tiempo de las variables analizadas (Raciny, 2002). Los modelos estudiados son los de: sustancia conservativa, amonio y DBO.

5.1 Verificación Cuantitativa (Analítica)

Este proceso de verificación se desarrolla para poder determinar el correcto comportamiento del modelo implementado. Este tipo análisis provee un método de verificación sencillo, pues se conocen las soluciones analíticas al aplicar las diferentes funciones de carga. Estas funciones idealizadas permiten obtener un mejor entendimiento de la forma como los modelos trabajan, es por esto que las idealizaciones se hacen extremadamente útiles (Chapra, 1997).

Como ya se menciona anteriormente los modelos a analizar son los de sustancia conservativa, amonio y DBO, la razón de esto es que estos modelos se pueden analizar independientemente de los otros, ya que están desacoplados entre si (Raciny, 2002).

Para las soluciones dinámicas cerradas o analíticas se tiene la siguiente ecuación diferencial de primer orden a partir de un balance para un reactor completamente mezclado,

$$\frac{dC}{dt} + \lambda C = \frac{W(t)}{V}$$

donde,

$$\lambda = \frac{Q}{V} + k + \frac{V}{H}$$

La función de paso es representada como,

$$W(t) = 0; \quad t < 0$$

$$W(t) = W; \quad t > 0$$

Donde W es el nivel constante de carga (mg/l). La solución particular para este caso es,

$$c = \frac{W}{\lambda V} (1 - e^{-\lambda t})$$

La solución inicia en cero y converge asintóticamente a el valor de estado estable en $t = \infty$. El valor de la concentración e estado estable esta dado por,

$$c = \frac{W}{\lambda V}$$

5.1.1 Función de Escalón

En la Figura 18 se muestra cual es la forma de la función de escalón (de paso) y su correspondiente respuesta.

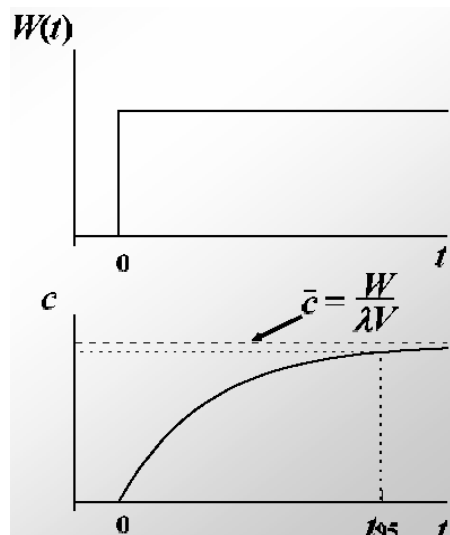


Figura 18 - Función de carga de escalón y su respuesta (Chapra, 1997)

En la Tabla 8 se muestran los datos empleados para hacer la verificación analítica.

Tabla 8 - Datos para la verificación analítica de los modelos

Parámetro	Valor
Longitud del tramo (m)	6000
Tipo de Canal	Rectangular
Numero de Manning	0.015
Pendiente longitudinal del tramo	0.0002
Ancho del canal (m)	3
Tiempo de residencia (s)	7740
Tiempo de retraso advectivo (s)	11628
Factor de conversión flujo - solutos	1
Caudal (m ³ /s)	3
Concentración sustancia conservativa	50 mg/l
Concentración DBO inicial	0 mg/l
Altura del pulso de DBO	50 mg/l
Concentración Amonio inicial	0 mg/l
Altura del pulso de Amonio	50 mg/l
Temperatura	20°C
Coefficientes de consumo (1/d)	K1=0.1; K3=0.5; K4=0.25

El resultado de la verificación con una función escalón se muestra en la Figura 19. Se observa el comportamiento esperado para un contaminante conservativo, en donde la concentración de estado estable es igual a la concentración de la función de carga de entrada (50 mg/l), ya que no hay procesos de decaimiento por reacciones. También se observa el comportamiento esperado para el ion amonio, la concentración de estado estable no es 50 mg/l, ya que hay procesos de decaimiento y reacción involucrados en este modelo. Para el modelo de DBO se puede concluir que el modelo simula con precisión el tiempo de respuesta, la forma y la concentración de estado estable.

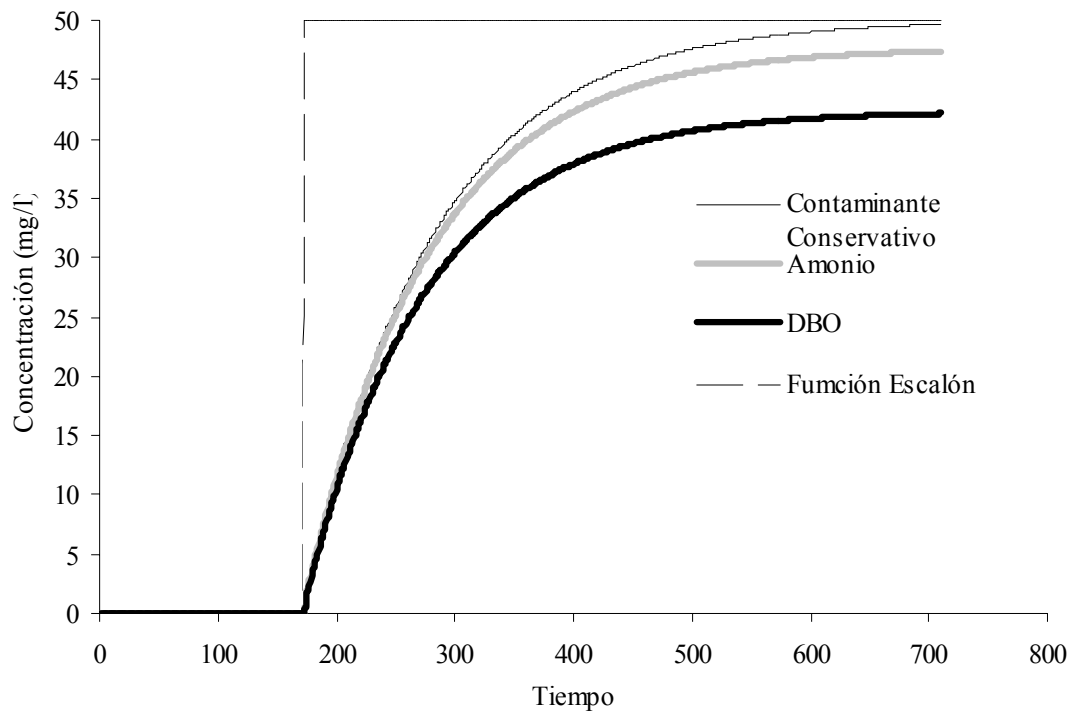


Figura 19 – Verificación del modelo con función escalón

5.1.2 Función de Carga de Tipo Pulso

Otra verificación que es conveniente hacer consiste en introducir una función de carga de tipo pulso, *i.g.* superposición de dos funciones de carga de tipo escalón con signo contrario y desfasadas el tiempo que se quiere que dure el pulso. A continuación se encuentran los resultados obtenidos, los cuales confirman el buen funcionamiento de los modelos implementados (ver Figura 20).

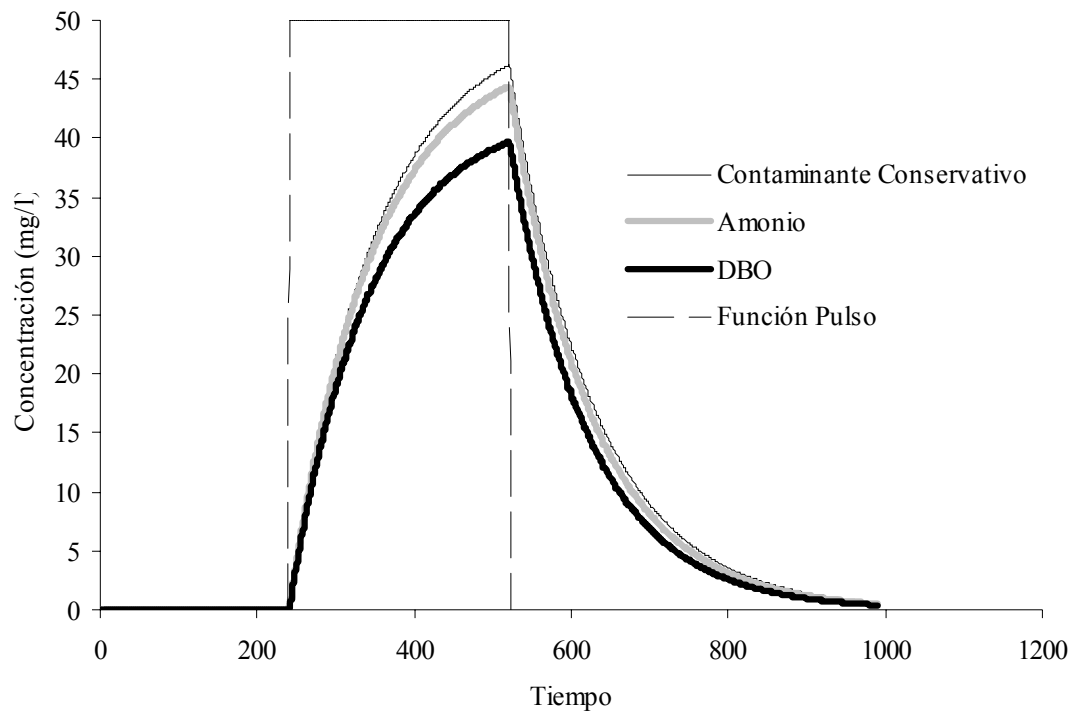


Figura 20 – Verificación del modelo con función pulso

6 APLICACIÓN DEL MODELO Y RESULTADOS

En este capítulo se hace una descripción física (longitud, dimensiones, materiales, pendientes, etc.) de los tramos del interceptor a modelar (Interceptor Río Bogotá – Fucha – Tunjuelo y el Interceptor Tunjuelo – Canoas). También se muestra la implementación del modelo al Interceptor. Se hace un análisis de sensibilidad a los diferentes modelos de oxígeno disuelto, se muestran los datos de entrada al modelo y los resultados obtenidos.

6.1 Generalidades de los interceptores modelados

En la presente investigación se hace una modelación de tres tramos. El tramo 1 corresponde al Interceptor Fucha – Tunjuelo, el tramo 2 al Interceptor Tunjuelo – Canoas y tramo 3 al Emisario de la Estación Elevadora de Canoas. Un esquema de los tramos modelados se puede observar en la Figura 21.

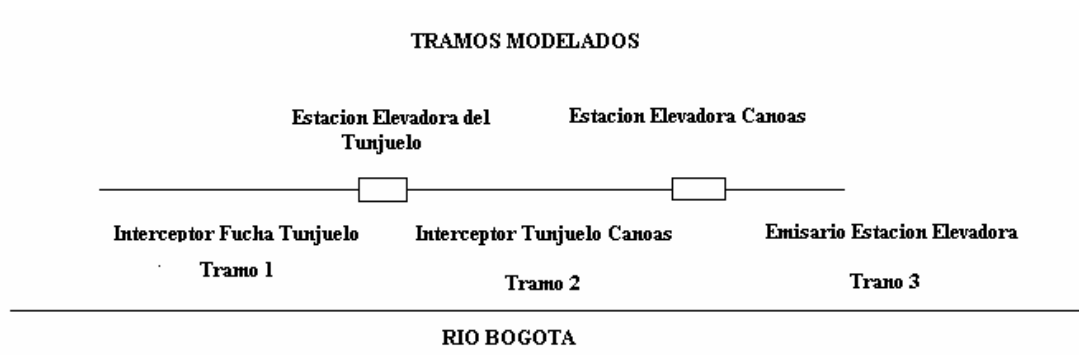


Figura 21 - Tramos del interceptor a modelar

6.1.1 Interceptor Río Bogotá – Fucha – Tunjuelo

El funcionamiento del Interceptor Río Bogotá – Fucha – Tunjuelo (Segundo Tramo) debe ser capaz de transportar los caudales de aguas residuales y las conexiones erradas del sistema de aguas lluvias al sistema de aguas residuales de los interceptores Izquierdo Canal del Fucha, Boyacá, Sur, Kennedy, Fucha Bajo, Alsacia y Fontibón; estos interceptores ya están construidos y actualmente están vertiendo directamente al Fucha, bien sea por gravedad o por bombeo.

El primer tramo del interceptor se diseñó para transportar los caudales máximos que pueden producir las cuencas de Fucha y Tintal norte incluyendo conexiones erradas, hasta el sitio de pondaje. Para reducir el caudal que debe ser llevado a la estación de bombeo a través del segundo tramo del interceptor y reducir el caudal a bombear en la estación del Tunjuelo, se proyectó un pondaje de 13 ha de área, que toma parte de las aguas combinadas del interceptor y a través de una estructura de caída escalonada entrega lentamente al túnel (Interceptor Río Bogotá – Fucha – Tunjuelo) en el momento en que los caudales en el interceptor disminuyen. La desviación hacia el pondaje de los aportes de conexiones erradas y de excesos esporádicos se realiza mediante un alivio lateral con embalse por medio de una compuerta (HMV, 2003a).

Se analizaron diferentes alternativas de trazado del interceptor teniendo en cuenta consideraciones de tipo hidráulico, geotécnico, predial, económico, urbano y ambiental. Luego de este análisis de alternativas, realizado por HMV Ingenieros, la opción propuesta para este interceptor es la conformada por una conducción inicial de 3.335 metros con una tubería en GRP de 3 metros de diámetro aproximadamente por la margen izquierda del canal Fucha hasta llegar a un pondaje de amortiguamiento de picos de crecientes de aguas negras (300.000 m³ aproximadamente), luego de la conducción continúa por la Avenida ALO con un túnel de 9.410 metros de longitud y 3.75 metros de diámetro interno con pendiente de 0.05% (4.7 metros de diferencia de nivel) hasta llegar a la estación elevadora la cual puede ser con fosos y bombas centrifugas o con tornillos de doble nivel (HMV, 2002).

El objetivo principal de la captación y conducción de las aguas residuales que actualmente descargan al Río Fucha es su tratamiento y posterior entrega al Río Bogotá. Actualmente se descargan aguas servidas, procedentes de dos colectores paralelos al Río Fucha, cerca de la avenida Boyacá, directamente al Río Fucha, el cual, a su vez, descarga en el Río Bogotá. El diseño actual prevé que se recojan estas aguas, así como otras originadas en el área al sur del nuevo túnel de alineamiento propuesto, el Río Bogotá, y la nueva avenida ALO, por medio de colectores adicionales.

6.1.2 Interceptor Tunjuelo – Canoas

La función del interceptor Tunjuelo – Canoas consiste en transportar el agua residual desde la estación elevadora de Tunjuelo, en inmediaciones de la confluencia de los Ríos Tunjuelo y Bogotá; aguas que a su vez provienen de las cuencas Fucha y Tunjuelo a través de los

interceptores Fucha – Tunjuelo y Tunjuelo Bajo Izquierdo. Adicionalmente, recoge durante su recorrido los caudales del municipio de Soacha, hasta llegar a los predios de la futura PTAR Canoas; posteriormente los efluentes de la planta llegan hasta Alicachín a través del Emisario Alicachín para ser bombeadas al Embalse del Muña.

Las características de diseño del Interceptor Tunjuelo – Canoas muestran una sección transversal en forma de cajón de concreto, box culvert, de dos celdas con una base de 4.25 m por 3.30 m de altura, con una longitud de 8.6 Km. hasta el sitio definido para la estación elevadora de canoas. La pendiente del colector es 0.025% (Giraldo, 2003).

6.2 Datos Disponibles Interceptor Río Bogota – Fucha – Tunjuelo

En el caso del Interceptor Fucha – Tunjuelo se cuenta con información completa sobre los hidrogramas de tiempo seco y húmedo de diseño así como los medidos en campo. Dicha información se encuentra a continuación.

6.2.1 Hidrogramas de Diseño (HMV, 2003a)

El estimativo de los caudales se realizó teniendo en cuenta los aportes correspondientes a caudales máximos diarios, infiltraciones, conexiones erradas y la capacidad instalada de los emisarios finales que drenan al tramo, así como la probabilidad de ocurrencia de lluvias.

Tiempo Seco

La estimación del caudal de tiempo seco de aguas residuales para el Interceptor Río Bogotá – Fucha – Tunjuelo se encuentra en la Tabla 9. En estos caudales no se incluyen conexiones erradas. Los caudales de infiltración se calcularon de acuerdo a la norma del Acueducto.

Tabla 9 – Estimación del caudal de tiempo seco para el Interceptor Fucha - Tunjuelo

Zona	Q medio Diario	Q medio Diario Acumulado	Q Máximo Horario Acumulado	Q Máximo Horario Parcial	Q infiltraciones	Q infiltraciones Acumuladas	Q en tiempo seco Parcial
Lt/s							
Interceptor							
Primer Tramo	8581	8581	15882				15731
Zona Franca	26	8607	15924	42	185	185	227
Tintal Central							
Concertación	544	9151	16794	870	449	634	1319
Tintal Central							
Bosa Britalia	106	9257	16964	170	98	732	267
Tintal Sur	146	9403	17197	233	125	857	358
TOTALES	9403				857		17902

Para obtener los hidrogramas de diseño, se aplicaron los factores de distribución diaria del interceptor Kennedy obtenidos en el diseño del primer tramo del interceptor, esto, basado en la similitud en áreas de drenaje, densidad de población y tipo de aporte de las zonas. Los factores de distribución diaria relacionan el máximo caudal del hidrograma típico para tiempo seco con cada uno de los caudales que se presentan durante las 24 horas del día. En la Figura 22 se muestra el hidrograma de diseño para tiempo seco.

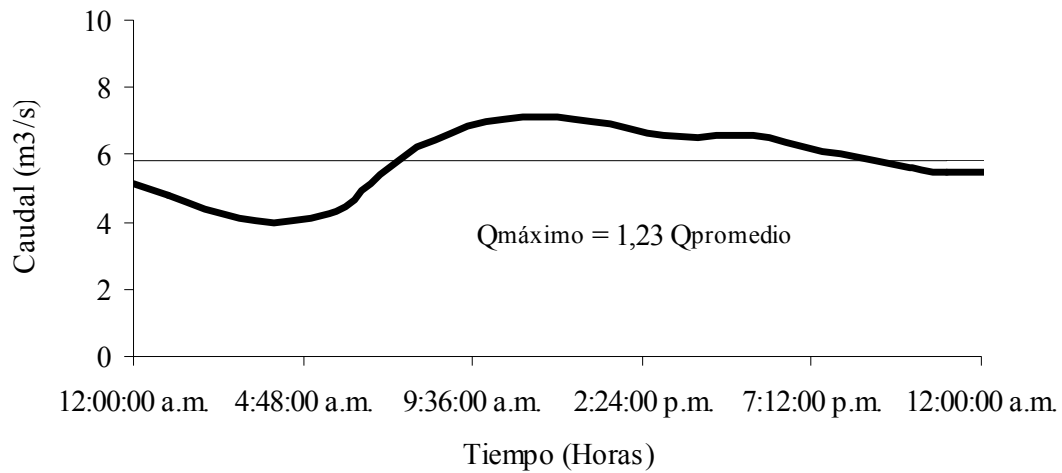


Figura 22 – Hidrograma de diseño para tiempo seco

Tiempo Húmedo

Para la estimación de los hidrogramas típicos de conexiones erradas se calcularon los aportes debidos a conexiones erradas como un 20% del caudal pico de aguas residuales y se aplicaron los factores de distribución de conexiones erradas del interceptor Kennedy (ver Tabla 10).

Tabla 10 - Estimación del caudal de tiempo húmedo para el Interceptor Fucha - Tunjuelo

Zona	Q medio Diario	Q medio	Q Máximo	Q Máximo	Q	Q
		Diario Acumulado	Horario Acumulado	Horario Parcial	Conexiones Erradas	Conexiones Erradas Acumuladas
Lt/s						
Interceptor Primer Tramo	8581	8581	15882			
Zona Franca (K1 + 005)	26	8607	15924	42	8	8
Tintal Central Concertación (K4 + 125)	544	9151	16794	870	174	183
Tintal Central Bosa Britalia (K4 + 725)	106	9257	16964	170	34	216
Tintal Sur (K7 + 365)	146	9403	17197	233	47	263

 TOTALES

9403

1315

263

El hidrograma final de diseño en tiempo húmedo es el que se encuentra en la Figura 23.

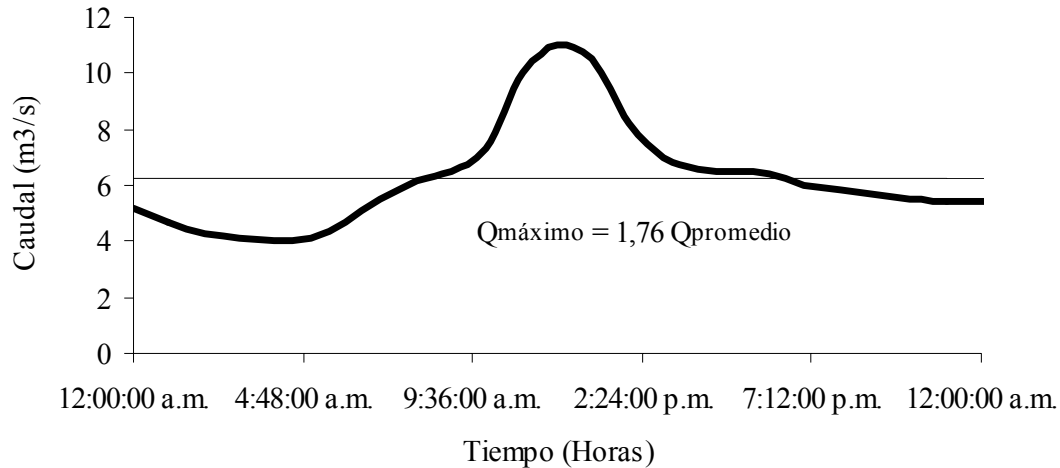


Figura 23 - Hidrograma de diseño para tiempo húmedo

6.2.2 Campañas de Medición en Campo (HMV, 2003b)

Se realizaron aforos, muestreos y análisis de calidad de las aguas residuales, superficiales y lluvias de la cuenca del Fucha. Las dos campañas de caracterización tenían por objeto tipificar condiciones de calidad de periodo seco y húmedo, respectivamente. La primera campaña se realizó entre el 19 y 25 de marzo de 2001, muestreándose 18 puntos de la red de drenaje superficial (12 canales urbanos, Río San Cristóbal, 2 aliviaderos de interceptores combinados, 2 conexiones industriales erradas a colectores pluviales y 1 punto de descargas directas de aguas combinadas).

El sistema de alcantarillado de la cuenca del Fucha está conformado por un sistema combinado en la zona oriental y uno separado (pluvial y sanitario) en la zona occidental de la cuenca. El sistema troncal de aguas lluvias de la Cuenca Fucha está conformado por los canales Fucha, Fontibón, Boyacá, San Francisco, Comuneros, Río Seco, San Blas y Albina. Estos canales conducen en la zona alta y media de la cuenca las aguas de escorrentía de la cuenca, el cauce del Río San Cristóbal, las aguas lluvias aferentes y algunos aportes de aguas de alivio de interceptores

combinados. En la parte baja a partir de Puente La Paz y la Avenida Boyacá, el canal Fucha recibe las aguas predominantemente residuales de los interceptores Fucha, San Francisco, Boyacá, Del Sur, Kennedy y Fontibón.

Punto de muestreo Río Fucha – Puente Fontibón

Este punto está localizado en la zona baja de la cuenca del Fucha y corresponde al punto final de la cuenca, donde se encuentran todos los aportes de aguas lluvias y de aguas residuales provenientes de los sistemas combinado y pluvial. El canal del Fucha en la actualidad vierte sus aguas al cauce del Río Bogotá sin recibir anteriormente ningún tipo de tratamiento.

Este lugar fue monitoreado durante dos temporadas de muestreo. En la primera ronda se tomaron muestras durante los días 23 y 24 de febrero de 2001 y en la segunda ronda en los días 11 y 12 de junio del mismo año.

Los caudales y cargas de tiempo seco y húmedo se encuentran en la Tabla 11.

Tabla 11 – Caudales y cargas de tiempo seco y húmedo (Adaptado de HVM, 2003b)

	Tiempo Seco		Tiempo Húmedo	
Caudal medio diario	5.17 m ³ /s	446,688 m ₃ /d	8,51 m ³ /s	735,264 m ₃ /d
Carga DBO ₅	196.7 mg/l	87,864 Kg/d	150.4 mg/l	110,611 Kg/d
Carga SST	241.6 mg/l	107,901 Kg/d	243.1 mg/l	178,763 Kg/d
Rango de OD	0.3 - 0.6 mg/l		0.3 - 4.5 mg/l	
Rango de pH	7.04 - 7.38		7.12 - 7.58	

Campaña de Tiempo Seco

Los resultados obtenidos en esta campaña se encuentran en la Tabla 12; se muestran los valores horarios de caudal en los dos días de muestreo en tiempo seco, además de los valores de OD, DBO, SST y pH para muestras compuestas (8 horas, 3 datos diarios). Para más información ver Anexo 2.

Tabla 12 – Resultados campaña de medición tiempo seco (Adaptado de HVM, 2003b)

Sitio de Aforo Río Fucha - Puente Fontibón										
Hora	Caudal (m ³ /s)		OD (mg/L)		DBO (mg/L)		SST (mg/L)		pH	
	23/02/2001 (1)	24/02/2001 (2)	1	2	1	2	1	2	1	2
6:00	3,916									
7:00	4,613	3,148								
8:00	5,310	3,153								
9:00	5,100	4,490								
10:00	6,238	6,072	0,4	0,3	132	203	356	200	7,26	7,38
11:00	5,288	6,978								
12:00	6,911	7,113								
13:00	7,015	6,898								
14:00	7,118	7,187								
15:00	5,300	5,108								
16:00	6,435	5,523								
17:00	4,900	6,411								
18:00	5,665	5,535	0,6	0,3	240	256	250	244	7,04	7,09
19:00	5,194	4,658								
20:00	4,722	4,595								
21:00	4,935	4,039								
22:00	5,147	3,489								
23:00	5,878	4,055								
0:00	5,657	3,160								
1:00	6,032	4,797								
2:00	6,036	3,344	0,4	0,4	195	183	325	86	7,32	7,26
3:00	5,566	3,199								
4:00	5,972	4,434								
5:00	2,923	3,365								
6:00	3,194	2,872								

Con estos valores se elaboraron curvas diarias para los determinantes de calidad (OD y DBO) que son útiles para la implementación del interceptor en Simulink. El primer paso fue promediar los valores para consolidar la información de los dos días de medición. El paso siguiente fue elaborar

la curva de factores multiplicadores horarios a partir de la curva diaria de caudales (Ver Figura 24 y Figura 25).

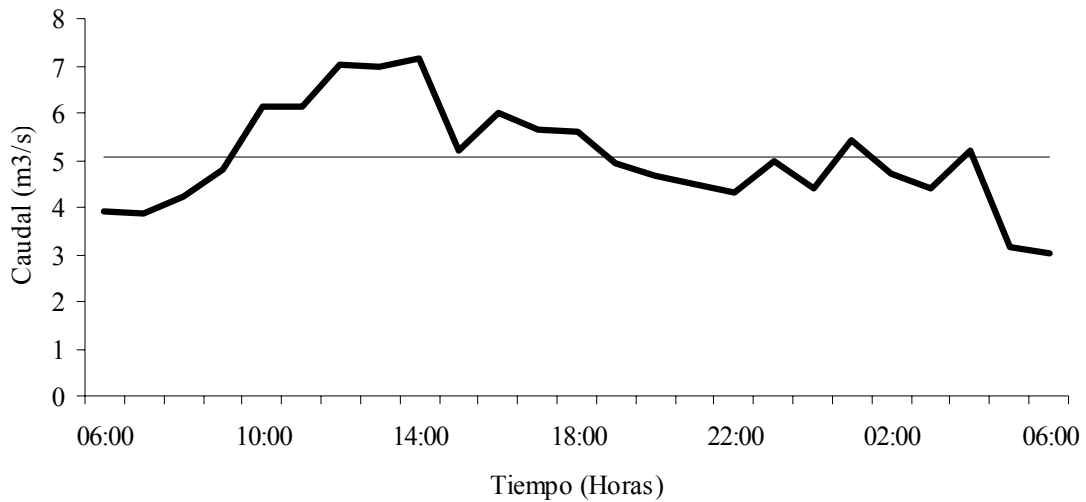


Figura 24 – Hidrograma de tiempo seco medido en campo

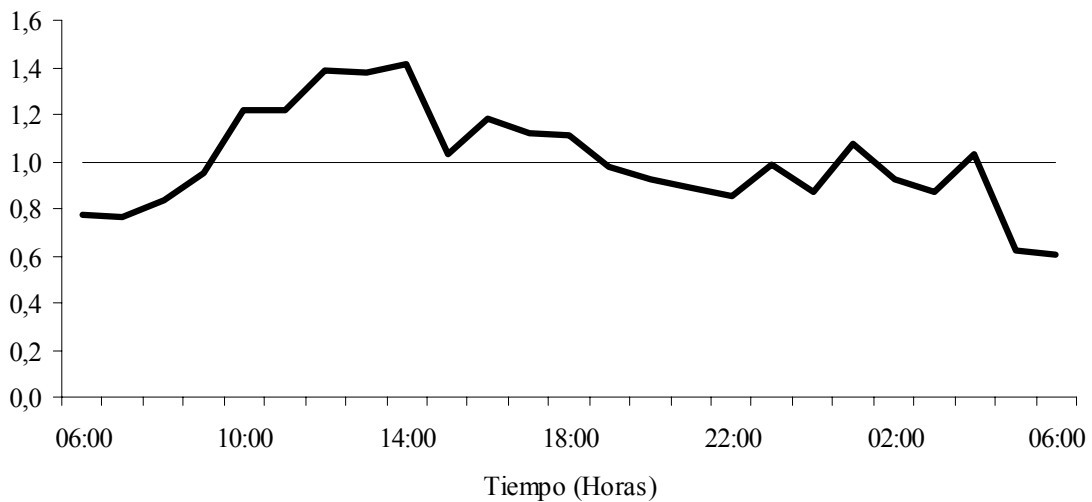


Figura 25 – Factores multiplicadores para tiempo seco

Una vez definidos los valores de los factores multiplicadores horarios, se generaron curvas horarias para OD y DBO. Estos valores están ajustados al comportamiento de la curva de factores multiplicadores horarios, pero a su vez conservan los valores medios de las muestras compuestas cada 8 horas (ver Figura 26 y Figura 27).

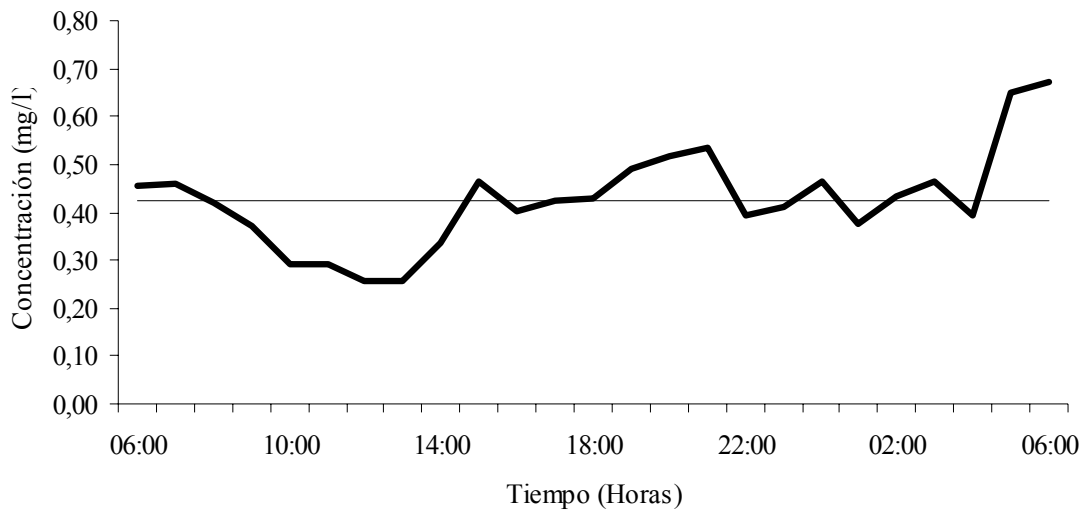


Figura 26 – Curva horaria generada para OD

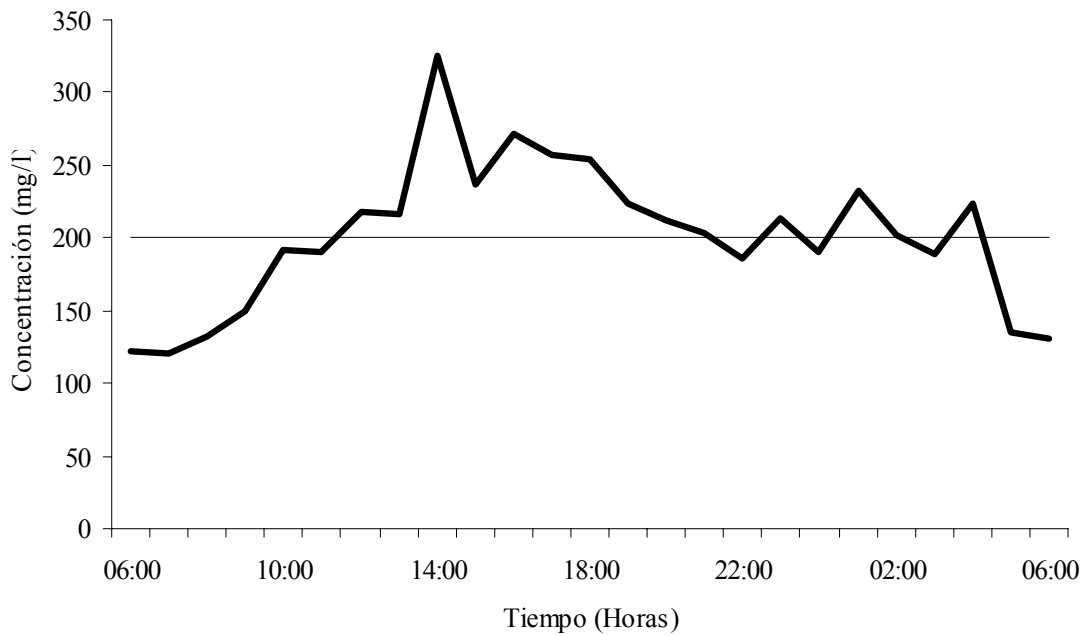


Figura 27 – Curva horaria generada para DBO

Campaña Tiempo Húmedo

Los resultados obtenidos en esta campaña se encuentran en la Tabla 13; se muestran los valores horarios de caudal en los dos días de muestreo en tiempo seco, además de los valores de OD, DBO, SST, pH y temperatura para muestras compuestas (8 horas, 3 datos diarios). Para más información ver Anexo 2.

Tabla 13 - Resultados campaña de medición tiempo húmedo (Adaptado de HMV, 2003b)

Hora	Sitio de Aforo Río Fucha - Puente Fontibón											
	Caudal (m ³ /s)		OD (mg/L)		DBO (mg/L)		SST (mg/L)		pH		Temp. °C	
	20/03/2001 (1)	21/03/2001 (2)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
6:00	6,8305	4,2423										
7:00	6,7539	3,3529										
8:00	7,1342	4,3358										
9:00	7,6505	4,9707										
10:00	5,4806	8,4152	2,9	0,3	228	111	265	153	7,58	7,27	14,3	17
11:00	6,5613	8,8678										
12:00	7,3738	8,6222										
13:00	6,8618	8,9313										
14:00	7,8869	10,0220										
15:00	7,4146	10,2581										
16:00	7,2959	8,2791										
17:00	7,8114	7,3960										
18:00	8,0814	6,8102	4,5	0,5	210	198	360	209	7,39	7,2	15,3	15,4
19:00	9,1912	6,1841										
20:00	10,5960	6,1766										
21:00	11,6025	5,8153										
22:00	12,5886	5,5886	1,2	0,6	90	138	232	116	7,39	7,12	13,5	15,1
23:00	14,0723	5,3708										
0:00	13,9425	5,0151										
1:00	10,8789	4,7508										
2:00	9,1827	4,0049										
3:00	8,4870	3,8256										
4:00	6,0578	3,8612										

Sitio de Aforo Río Fucha - Puente Fontibón

Hora	Caudal (m ³ /s)		OD (mg/L)		DBO (mg/L)		SST (mg/L)		pH		Temp. °C	
	20/03/2001 (1)	21/03/2001 (2)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
5:00	5,5067	4,0481										

Para la elaboración de las curvas horarias se siguió el mismo procedimiento desarrollado con los datos de la campaña de tiempo seco. Las curvas generadas se encuentran en la Figura 28, Figura 29, Figura 30, Figura 31 y Figura 32.

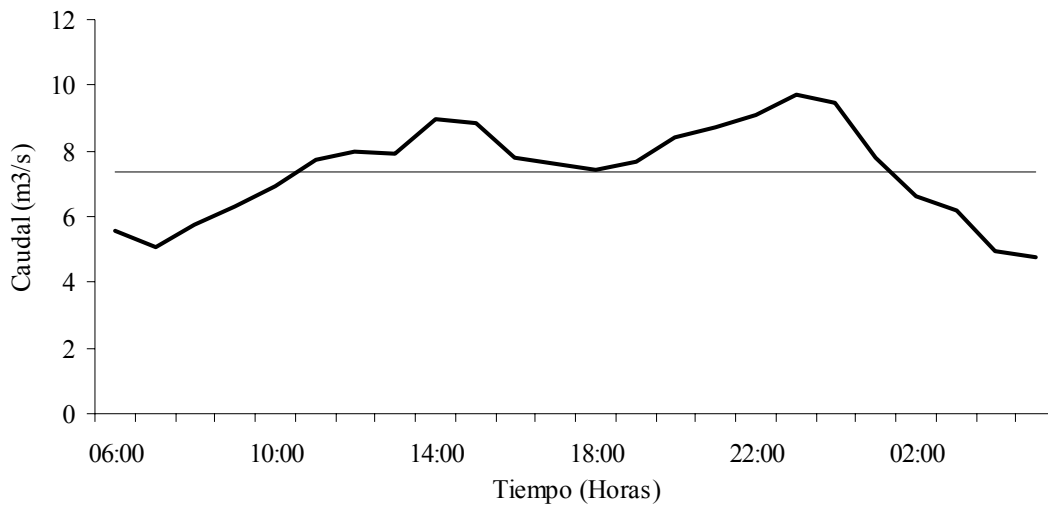


Figura 28 – Hidrograma de tiempo húmedo medido en campo

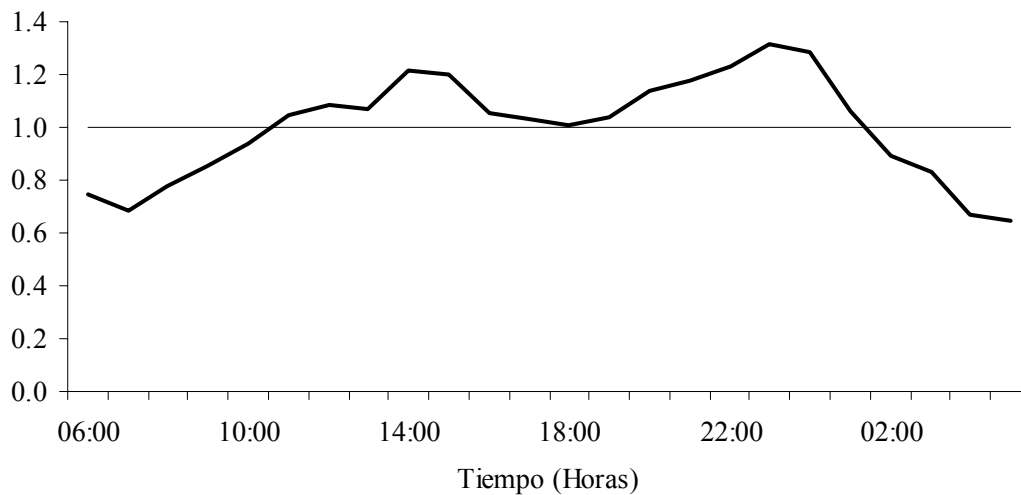


Figura 29 - Factores multiplicadores para tiempo húmedo

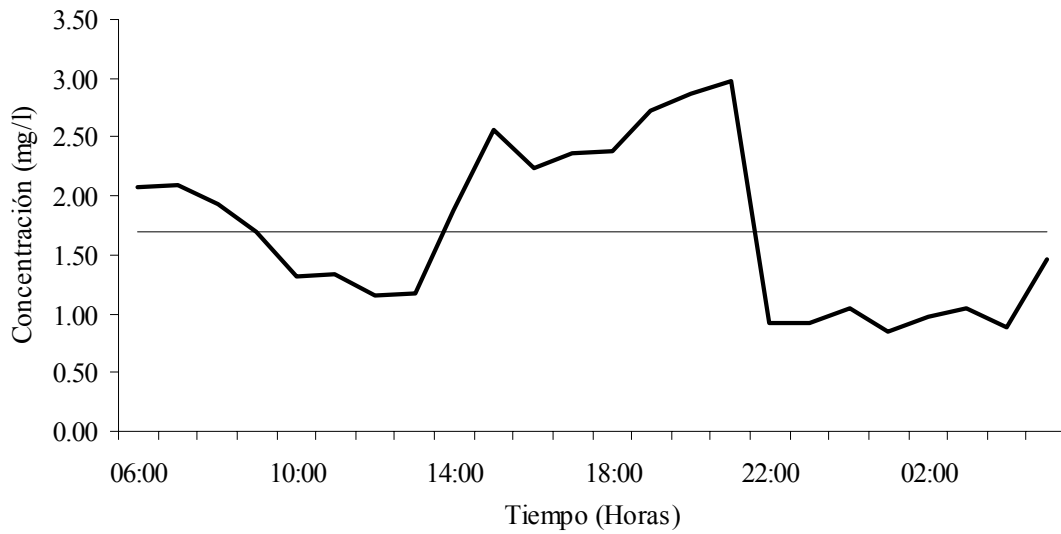


Figura 30 - Curva horaria generada para OD

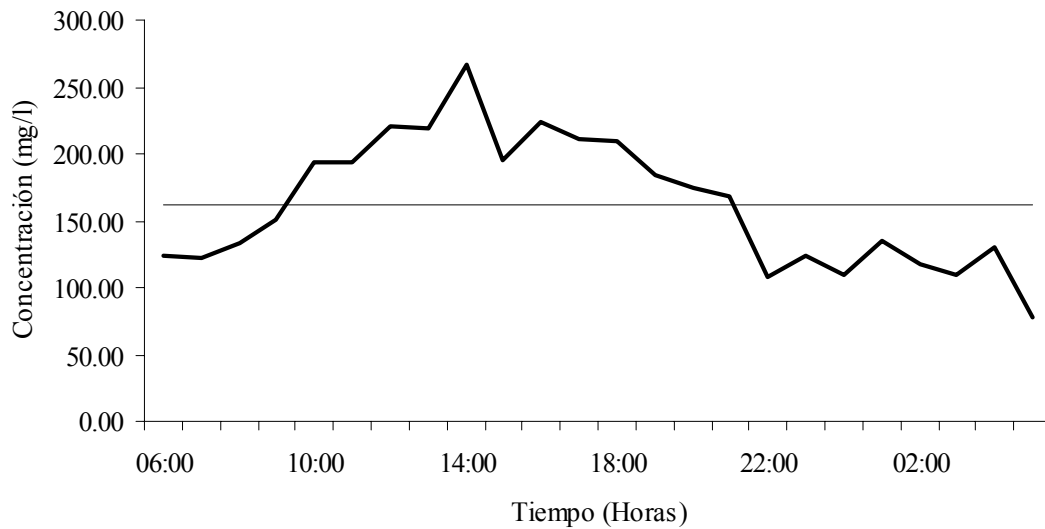


Figura 31 - Curva horaria generada para DBO

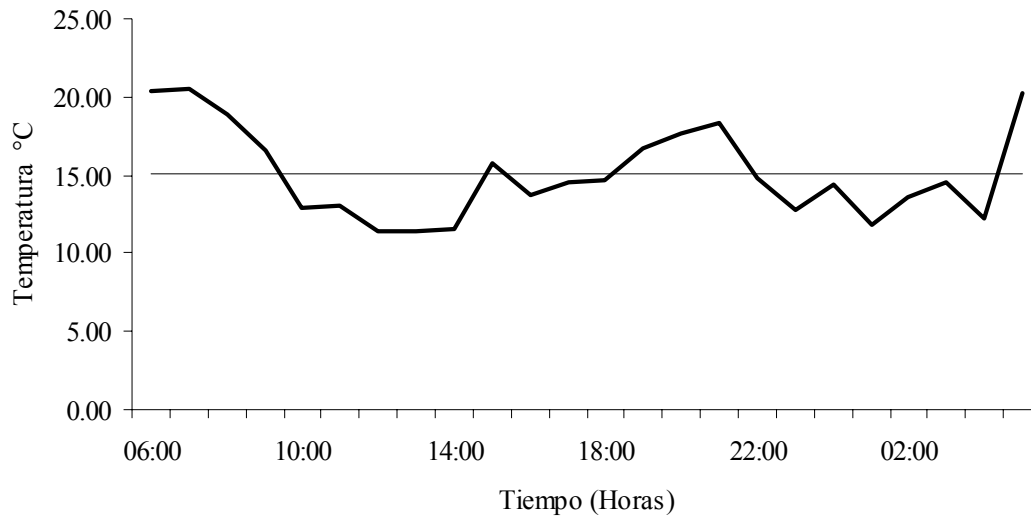


Figura 32 - Curva horaria generada para temperatura

6.3 Datos del Interceptor Tunjuelo – Canoas (Cia. Estudios e Interventorías, 1997)

La cuenca del Río Tunjuelo presenta características que la diferencian significativamente de las demás cuencas urbanas. Tiene hasta su desembocadura un área de 390 Km², mucho mayor que la de las otras cuencas de la ciudad; debido a la magnitud de las crecientes y con el fin de controlar las inundaciones, la EAAB construyó 3 embalses secos en serie en la parte media y ha hecho mejoras al cauce inferior, entre el tercer embalse y la desembocadura en el Río Bogotá.

La cuenca del Tunjuelo comprende áreas residenciales, industriales y mixtas. La explotación de materiales aluviales a lo largo del Río Tunjuelo y las descargas directas de aguas negras domesticas e industriales causan una alta contaminación de sus aguas.

El Río Tunjuelo que tiene un recorrido total de 73 Km. hasta su confluencia con el Río Bogota, es originado por los Ríos Chisaca, Mugroso y Curubital. A lo largo de su cauce pueden distinguirse tres sectores bien definidos en cuanto a su topografía y drenaje, así:

- Nacimiento – Embalse La Regadera: Presenta una pendiente muy pronunciada propia de los ríos de montaña que oscila entre el 15% y el 3%. El drenaje en este sector es rápido en razón de las altas pendientes y los alineamientos relativamente rectos.

- Embalse La Regadera – Cantarrana: La pendiente promedio en este sector es del orden de 3%, que aunque menor que la anterior, es aun suficiente para garantizar un buen drenaje.
- Cantarrana – Río Bogotá: Esta constituido por dos zonas, una alta (Cantarrana – La Fiscala) donde el río presenta pendientes superiores al 1% y una zona baja (La Fiscala – La Tolosa – Bosa – Río Bogotá) con pendientes del orden de 0.05%.

En su recorrido por la ciudad, el Río Tunjuelo es un cauce natural abierto, en gran parte deteriorado por las gravilleras. Su cuenca urbana de drenaje es la mas 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 tales barrios, como son: Yomasa, Santa Librada, Chiguaza, Quiba y Limas, entre otras.

La DBO media de los muestreos en su desembocadura es de 115 mg/L, en condiciones prácticamente anóxicas (0.08 mg/l). Las fuentes de contaminación hídrica se pueden reducir a tres: las descargas de aguas domesticas, los vertimientos industriales y los arrastres de la escorrentía superficial.

Las aguas residuales domesticas son responsables de la mitad de la contaminación orgánica de la cuenca. De la carga orgánica total que genera la cuenca, estas aportan el 54%. En el caso de Bogotá, la mayor contaminación es aportada por la cuenca del Río Fucha (62%), seguida por la del Salitre (21%) y el Tunjuelo (17%).

Las aguas residuales industriales generan el 46% de la carga orgánica total que produce la cuenca. En el caso de Bogotá, la mayor contaminación por aguas industriales es aportada por la cuenca del Río Fucha (78,4%), seguida muy de lejos por las cuencas del Salitre (10,6%) y el Tunjuelo (7,8%). Las aguas residuales industriales son responsables, en casi su totalidad, de la contaminación por metales tóxicos y por ciertos productos químicos orgánicos, como fenoles, aceites y grasas.

Los resultados promedio de caracterización del río en su desembocadura se indican en la Tabla 14 (Valores tomados de ESSERE, 95; citado en Cia. Estudios e Interventorías, 1997).

Tabla 14 – Resultados promedio de caracterización del Río Tunjuelo en su desembocadura

Valores Medios - año 1991	
Parámetros	Valores
Caudal Medio (m ₃ /s)	7,38
DBO5 (mg/l)	114,67
OD (mg/l)	0,08
Detergentes (mg/l)	4,37
Sólidos Totales (mg/l)	966,83
Sólidos Suspendidos (mg/l)	567,91
Cromo Total (mg/l)	0,24
Coliformes Totales (NMP/100ml)	47x10 ⁶
Coliformes Fecales (NMP/100ml)	7,9x10 ⁶

6.4 Análisis de sensibilidad de los modelos de oxígeno disuelto

Se analizó la sensibilidad que tiene el modelo en el módulo de oxígeno disuelto, específicamente en el cálculo de la tasa de reaeración (K_a). Se realizó una simulación del comportamiento de un tramo de alcantarillado cuando se aplica un pulso de DBO. El tramo modelado tiene las siguientes características (ver Tabla 15):

Tabla 15 – Características del tramo modelado para el análisis de sensibilidad del modelo de OD

Parámetro	Valor
Longitud del tramo (m)	2000
Tipo de Canal	Rectangular
Numero de Manning	0.015
Pendiente longitudinal del tramo	0.0002
Ancho del canal (m)	3
Tiempo de residencia (s)	2132.6
Tiempo de retraso advectivo (s)	746.8297
Factor de conversión flujo - solutos	1.4007
Caudal (m ³ /s)	2
Condición inicial temperatura (°C)	10
Coefficiente decaimiento nitrificación - K_1 (1/d)	0.3
Condición inicial concentración amonio (mg/l)	0.5

Coefficiente descomposición materia orgánica - K3 (1/d)	0.5
Coefficiente sedimentación	0.08
Condición inicial concentración DBO (mg/l)	10
Coefficiente decaimiento desnitrificación - K2 (1/d)	0.04
Condición inicial concentración nitratos (mg/l)	2
Condición inicial concentración OD (mg/l)	11.25
Tasa de consumo de O2 en los sedimentos (1/d)	0.05

El pulso de DBO introducido al modelo es el que se muestra en la Figura 33.

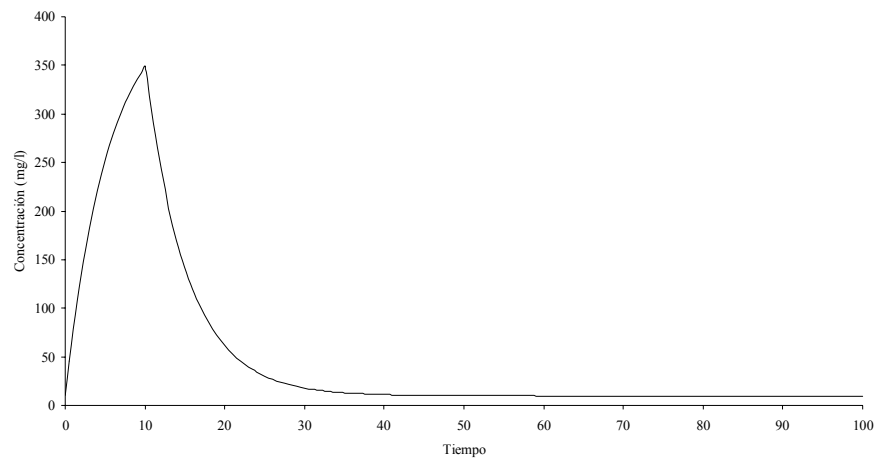


Figura 33 – Pulso de DBO

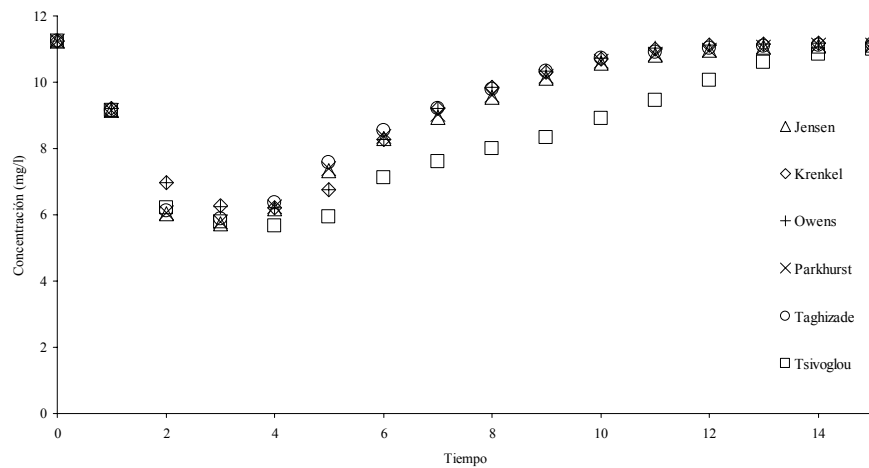


Figura 34 – Comparación de los modelos de OD (Tasas de Reaireación)

En la Figura 34 se muestra el comportamiento de los 6 diferentes modelos de oxígeno disuelto, con diferentes tasas de reaireación, bajo las mismas condiciones de carga orgánica. De las ecuaciones analizadas la de Parkhurst y Pomeroy (desarrollada en un sistema de alcantarillado real), la de Taghizadeh - Nasser (desarrollada en un sistema de alcantarillado piloto) y la de Jensen (desarrollada en un sistema de alcantarillado real) fueron implementadas para tuberías circulares.

Se puede concluir que a excepción de la ecuación de Tsivoglou y Neal (1976), todas las ecuaciones tienen un comportamiento prácticamente idéntico. Si se tiene en cuenta que dentro de las 5 ecuaciones que tienen un comportamiento semejante hay expresiones desarrolladas en sistemas de alcantarillados reales y piloto, y ecuaciones que se han desarrollado para tuberías circulares y otras que no, se puede tomar la decisión de no tener en cuenta la ecuación de Tsivoglou. Al emplear cualquiera de las otras expresiones no hay sensibilidad de este parámetro en el modelo.

6.5 Implementación en Simulink del Interceptor y Datos de entrada

6.5.1 Implementación en Simulink

La implementación se hizo para las condiciones de tiempo seco, tiempo húmedo y estado estable. En la Figura 35 se muestra un ejemplo de como se hizo el acople de los tres tramos modelados (Fucha – Tunjuelo o Tramo 1, Tunjuelo – Canoas o Tramo 2 y Emisario Canoas o Tramo 3).

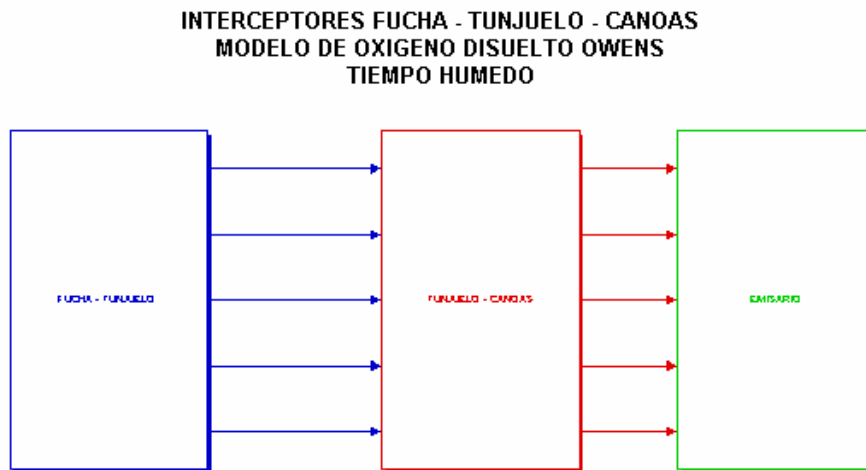


Figura 35 – Implementación en Simulink del Interceptor Fucha – Tunjuelo – Canoas

6.5.2 Datos de entrada

Las características de los tramos a modelar se muestran en la Tabla 16.

Tabla 16 – Características de los tramos a modelar

Parámetro	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3
Longitud (m)	9410	8600	2700
Ancho (m)	–	8.5	8.5
Diámetro (m)	3.75	–	–
Número de Manning	0.015	0.015	0.015
Pendiente Longitudinal	0.0005	0.00025	0.00025

Las tasas empleadas en la presente modelación se encuentran en la Tabla 17. Para ver las tasas empleadas en las modelaciones previas ver Tabla 4 y Tabla 6. Estas son las mismas tasas empleadas en la investigación de Díaz (2004), ya que estas son las tasas calibradas para un interceptor con características semejantes.

Tabla 17 – Tasas empleadas en la modelación del Interceptor

Tasa	Valor
Coefficiente decaimiento nitrificación K1 [1/d]	1.7
Coefficiente de descomposición materia orgánica K3 [1/d]	0.38
Coefficiente de sedimentación K4 [1/d]	0.3
Coefficiente decaimiento desnitrificación K2 [1/d]	0.75
Tasa consumo de O2 en los sedimentos K8 [1/d]	0.05

Los parámetros necesarios para correr el modelo de flujo se encuentran en la Tabla 18. Se puede concluir que el tiempo de residencia para tiempo seco es de 0.15 días, para tiempo húmedo de 0.14 y para estado estable de 0.13.

Tabla 18 – Parámetros modelo de flujo

Parámetro	Tiempo Seco			Tiempo Húmedo			Estado Estable		
	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3	Tramo 1	Tramo 2	Tramo 3
m	1.3338	1.5260	1.5252	1.3076	1.5145	1.5127	1.2487	1.4775	1.4775
Tr (s)	5817.2	5761.2	1807.3	5358.9	5499.1	1725.4	4852.4	4873.2	1530
τ_{fi} (s)	2212.1	2169.9	678.9992	2013	2069.4	644.8401	1762.9	1814.5	569.6588

Las simulaciones realizadas buscan representar el comportamiento de los diferentes elementos del modelo (caudal, temperatura, ion amonio, nitratos, DBO y OD) a lo largo de un día para los tres tramos del interceptor.

Para el primer tramo (Interceptor Fucha – Tunjuelo) se introdujeron al modelo las curvas diarias generadas tanto en tiempo seco como en tiempo húmedo (a partir de las campañas de campo realizadas por HMV) de caudal, OD, DBO y temperatura como señales de entrada. Para las modelaciones se emplearon los hidrogramas registrados en campo y no los de diseño, ya que los primeros tenían asociadas las mediciones de calidad del agua, lo cual genera menor incertidumbre en el modelo. Los hidrogramas de diseño se realizaron con base a los valores de factores multiplicadores horarios de la cuenca de Kennedy, lo cual podría aumentar la incertidumbre al modelo.

En el segundo tramo (Interceptor Tunjuelo – Canoas) el Río Tunjuelo se modeló como una descarga puntual (se adecuó el modelo para hacer correctamente el balance de masas), con características iguales a las introducidas al modelo en el tramo Fucha – Tunjuelo para tiempo húmedo. Lo anterior se hizo ya que el promedio de caudal en el Río Fucha (ver Tabla 14) es exactamente igual al promedio de caudal de la curva horaria de tiempo húmedo medida en campo en la desembocadura del Río Fucha (ver Figura 28).

Ante la inexistencia de mediciones de ion amonio en las cuencas de Fucha y Tunjuelo, se asumió una concertación inicial de amonio de 48.94 mg/l, ya que este valor fue el resultante de la calibración realizada en la investigación de Díaz (2004) en el Interceptor Río Bogotá Torca Salitre (ver Tabla 6).

Por otra parte los valores con los que se hizo la simulación del interceptor en estado estable se muestran en la Tabla 19. Estos valores se tomaron del estudio Unión Temporal (2002)

(Referenciado en Camacho, 2003) y corresponden a la condición de saturación de población de Bogotá.

Tabla 19 – Datos de la modelación en estado estable

Datos Modelación	Canal Torca - Salitre	Fucha - Tunjuelo	Tunjuelo Canoas
DBO (mg/l)	225	332	321
OD (mg/l)	0.25	1.5	1.5
Amonio (mg/l)	48.94		
Caudal (m ³ /s)		9.5	17.1

Es importante aclarar que se tuvo en cuenta el efecto en el OD que se presenta en las estaciones elevadoras, y se hizo un análisis de sensibilidad al aumento que estos componentes hidráulicos generan en el oxígeno disuelto.

6.6 Resultados de las Simulaciones

6.6.1 Corridas Tiempo Seco (Modelo Krenkel)

En las Figura 36, Figura 37, Figura 38 y Figura 39 se muestran los resultados obtenidos para caudal, ion amonio, nitratos y DBO; en estas gráficas se muestran tres series de datos, cada una corresponde a la curva diaria para cada uno de los componentes al final de cada uno de los tres tramos respectivamente. Es importante aclarar que el tiempo de simulación fue de 99.786 segundos (este valor corresponde a un día sumando los valores de tiempo de residencia a lo largo de todo el interceptor en sus tres tramos), sin embargo en las gráficas el tiempo final es de 2117 unidades de tiempo, debido a que el modelo se corrió usando un *time step* automático.

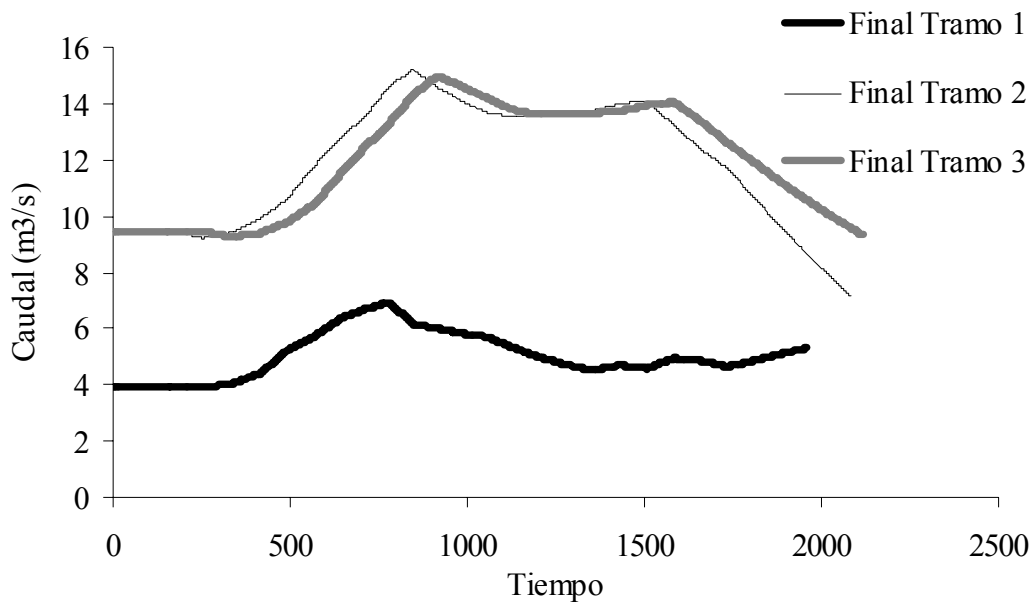


Figura 36 – Resultados caudal bajo tiempo seco

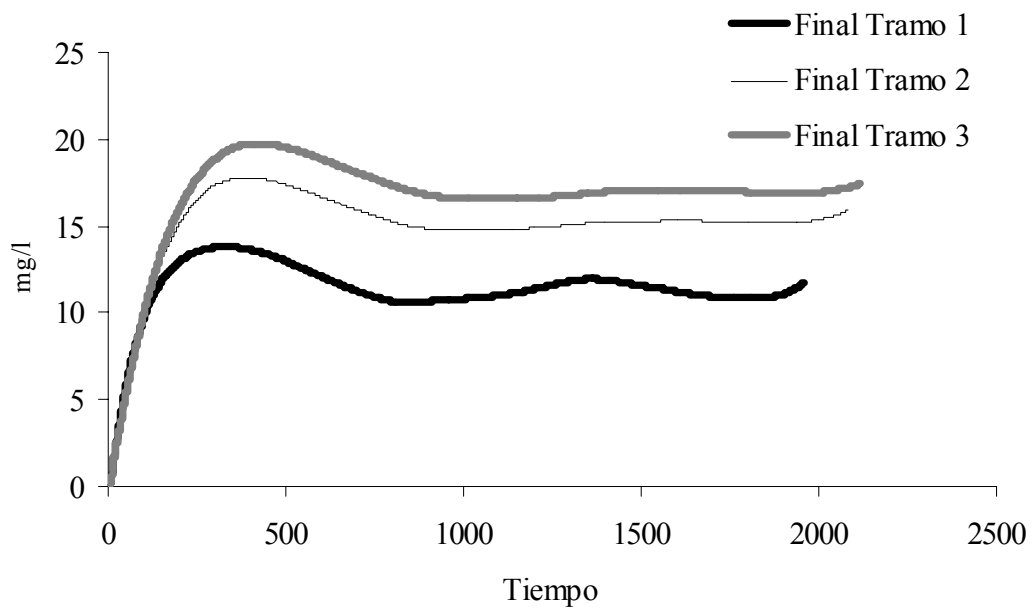


Figura 37 - Resultados nitratos bajo tiempo seco

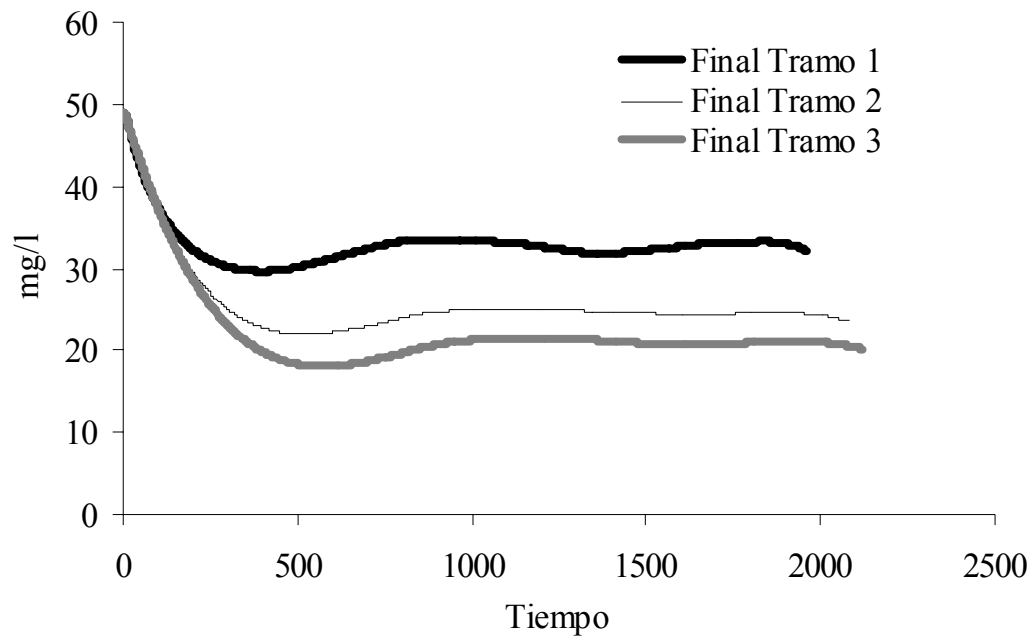


Figura 38 - Resultados ion amonio bajo tiempo seco

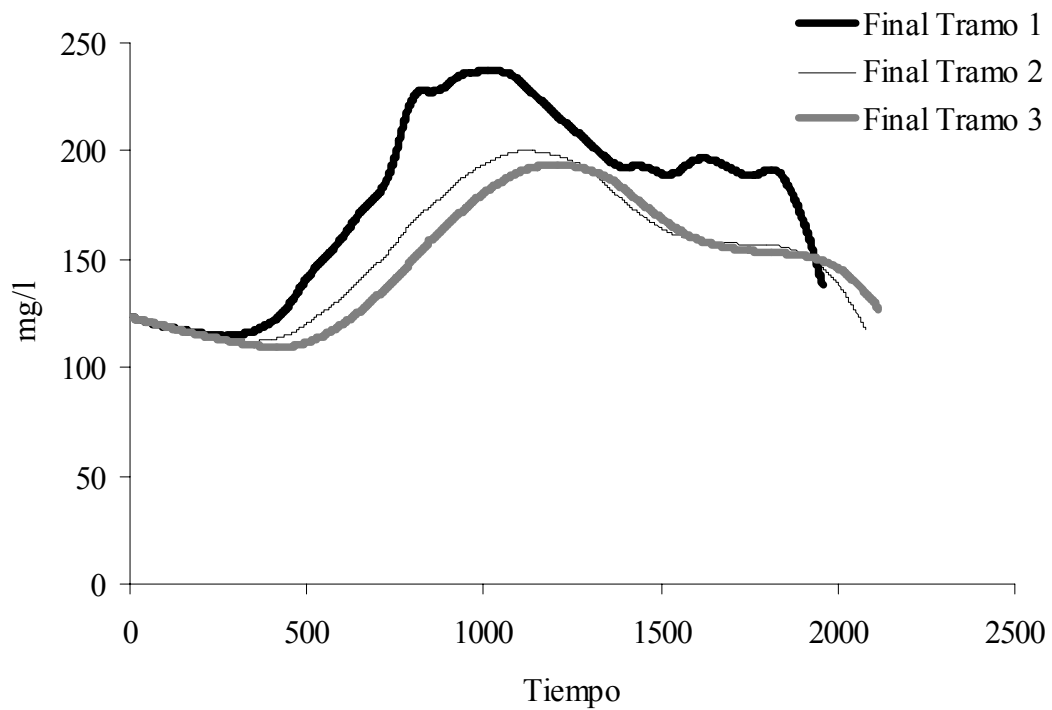


Figura 39 - Resultados DBO bajo tiempo seco

6.6.2 Corridos Tiempo Húmedo (Modelo Krenkel)

En las Figura 40 y Figura 41 se muestran los resultados obtenidos para caudal y DBO; en estas gráficas se muestran tres series de datos, cada una corresponde a la curva diaria para cada uno de los componentes al final de cada uno de los tres tramos respectivamente. Es importante aclarar que el tiempo de simulación fue de 98.984 segundos (este valor corresponde a un día sumando los valores de tiempo de residencia a lo largo de todo el interceptor en sus tres tramos), sin embargo en las graficas el tiempo final es de 1749 unidades de tiempo, debido a que el modelo se corrió usando un *time step* automático.

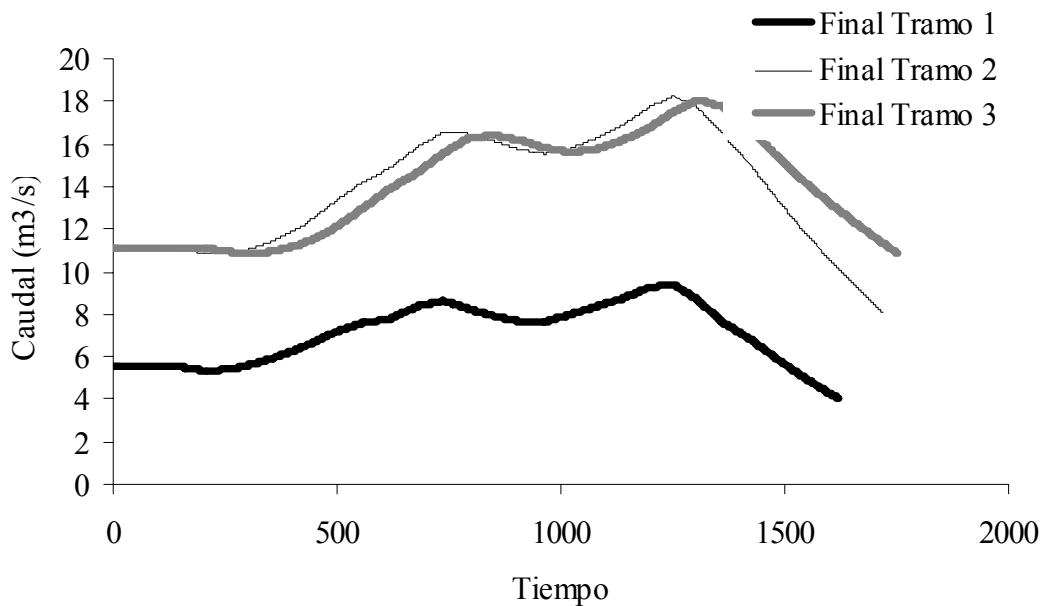


Figura 40 - Resultados caudal bajo tiempo húmedo

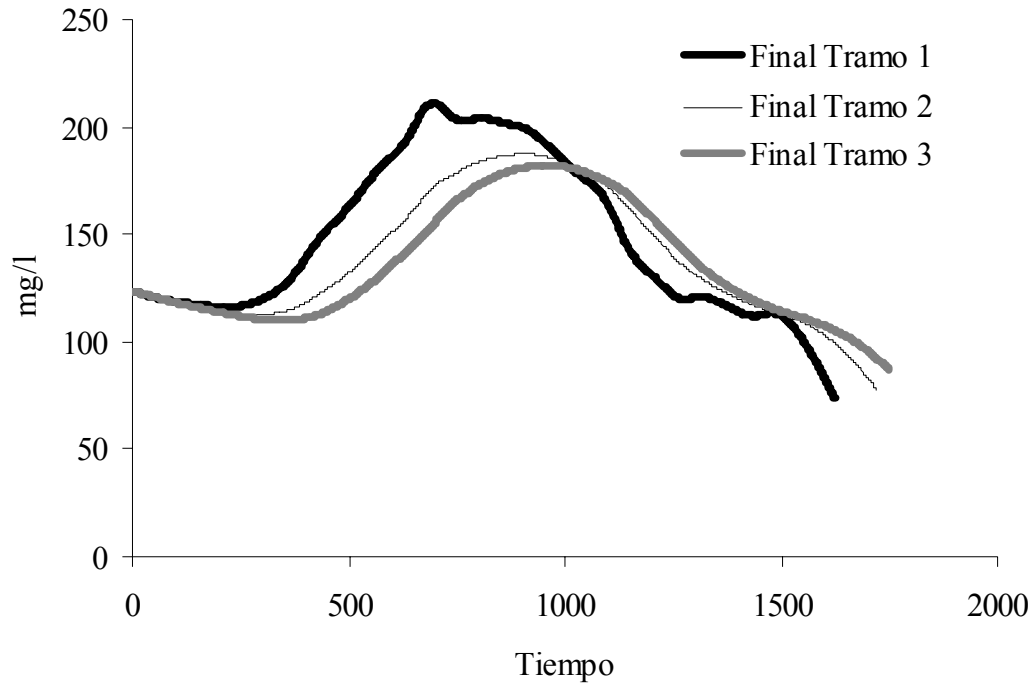


Figura 41 – Resultados DBO bajo tiempo húmedo

6.6.3 Corrida Estado Estable (Modelo Owens)

En las Figura 42 y Figura 43 se muestran los resultados obtenidos para caudal y DBO; en estas gráficas se muestran tres series de datos, cada una corresponde a la curva diaria para cada uno de los componentes al final de cada uno de los tres tramos respectivamente. Es importante aclarar que el tiempo de simulación fue de 97.756 segundos (este valor corresponde a un día sumando los valores de tiempo de residencia a lo largo de todo el interceptor en sus tres tramos), sin embargo en las graficas el tiempo final es de 1339 unidades de tiempo, debido a que el modelo se corrió usando un *time step* automático.

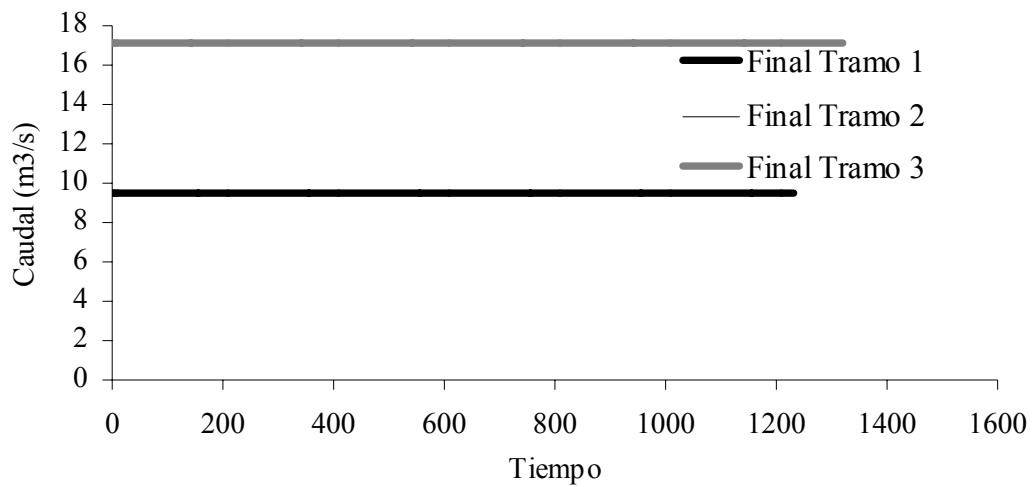


Figura 42 – Resultados caudal bajo estado estable

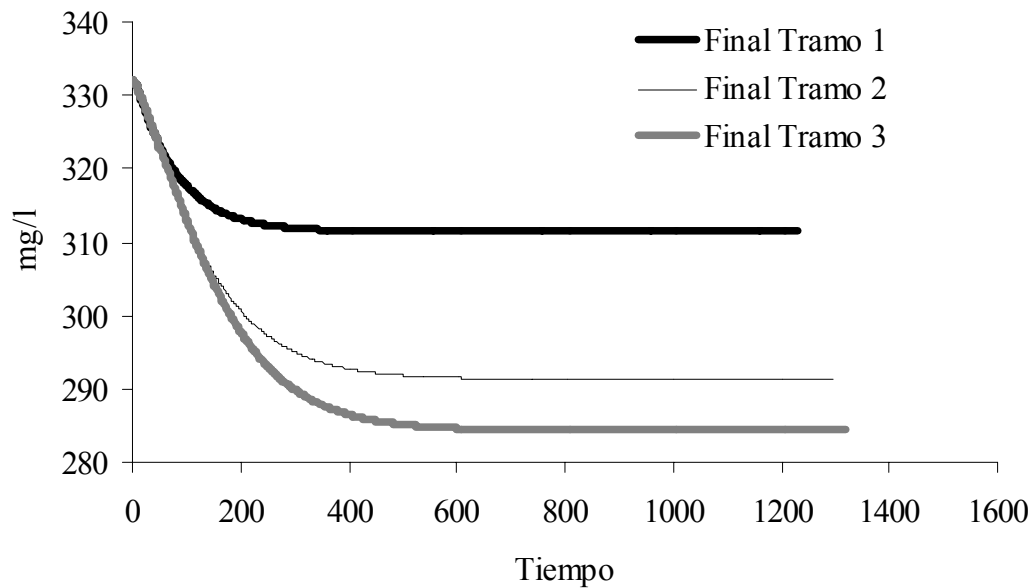


Figura 43 – Resultados DBO bajo estado estable

En la Tabla 20 y Tabla 21 se encuentran los valores de calidad de agua esperada al final del interceptor para condiciones actuales de tiempo seco y húmedo respectivamente. Para las condiciones de saturación los resultados se encuentran en la Tabla 22.

Tabla 20 – Calidad esperada al final del interceptor para tiempo seco

Parámetro	Tiempo seco	
	Valor Máximo	Valor Promedio
Caudal (m ³ /s)	15	12
Amonio (mg/l)	49	22
Nitratos (mg/l)	20	17
DBO (mg/l)	194	149
OD (mg/l)	2	0

Tabla 21 – Calidad esperada al final del interceptor para tiempo húmedo

Parámetro	Tiempo húmedo	
	Valor Máximo	Valor Promedio
Caudal (m ³ /s)	18	14
Amonio (mg/l)	49	23
Nitratos (mg/l)	20	17
DBO (mg/l)	182	135
OD (mg/l)	2	0

Tabla 22 – Calidad esperada al final del interceptor para condiciones de saturación (Estado estable)

Parámetro	Tiempo húmedo	
	Valor Máximo	Valor Promedio
Caudal (m ³ /s)	17.1	-
Amonio (mg/l)	49	22
Nitratos (mg/l)	19	17
DBO (mg/l)	332	290
OD (mg/l)	2	0

7 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La presente investigación no quiere hacer énfasis en las transformaciones y reducciones que sufre la carga contaminante a través de un tramo de alcantarillado, ya que los tiempos de residencia no son suficientes para que estos procesos sean significativos. Se quiere resaltar la importancia de un modelo dinámico de calidad del agua, que permita establecer políticas de operación de la PTAR y de las estaciones de elevación a partir de unas características aguas arriba (monitoreo continuo).

El caudal pico al final del tramo 3 en tiempo seco es de 15 m³/s (con un valor promedio de 12 m³/s), mientras que en tiempo húmedo es de 18 m³/s (con un valor promedio de 14 m³/s). Esto implica que la futura PTAR Canoas debe estar diseñada para tratar estos eventos extremos de caudal durante cierto tiempo.

En cuanto a los nitratos el valor máximo al final del tramo 3 en tiempo seco es de 19.7 mg/l (con un valor promedio de 17 mg/l), mientras que en tiempo húmedo es de 19.6 mg/l (con un valor promedio de 17 mg/l). Se puede concluir que el comportamiento del interceptor en cuanto a la generación de nitratos es prácticamente igual bajo tiempo seco y húmedo, las diferencias son mínimas. Al igual que los nitratos el comportamiento del amonio es prácticamente idéntico en las dos condiciones de caudal (tiempo seco y tiempo húmedo).

Para la DBO se tiene que el valor máximo que se presenta al final del tramo 3 bajo condiciones de tiempo seco es de 194 mg/l (con un valor medio de 149 mg/l), y para condiciones de tiempo húmedo de 182 mg/l (con un valor medio de 135 mg/l). Si se tiene como punto de referencia el valor promedio de la carga de DBO que entra al tramo 1 se podría decir que hay una remoción (se debe principalmente al efecto de atenuación de los picos de las cargas de entrada al realizar el tránsito, el efecto de la degradación no es tan importante debido a los bajos tiempos de residencia) del 16 % en tiempo seco y del 9 % en tiempo húmedo.

Sin importar la condición que se modele el OD al final del interceptor siempre es cero. El interceptor en general presenta condiciones anaerobias.

En la simulación de estado estable (Condiciones de saturación) se puede concluir que para la DBO se tiene una reducción promedio en la carga de entrada del 7%. El valor medio de la DBO al final del tramo 3 es de 290 mg/l (con un valor mínimo de 284 mg/l). Este valor de reducción es de gran importancia ya que solo involucra procesos de degradación y no se combina con procesos de atenuación de picos por el tránsito hidráulico. Si se hace una comparación con los resultados de remoción de DBO en las modelaciones previas se tiene que el modelo de la presente investigación es menos conservador y se obtienen mayores porcentajes (en las modelaciones previas se obtuvieron % de remoción de DBO de 3%).

El oxígeno disuelto bajo cualquier escenario de simulación siempre es cero al final del interceptor, sin importar el valor que se asuma como aumento en las estructuras de bombeo.

Para tener mayor precisión en las modelaciones se recomienda llevar a cabo mediciones horarias de los diferentes componentes del modelo a la salida de la cuenca del Río Tunjuelo, bajo los escenarios de tiempo seco y tiempo húmedo.

Los resultados del modelo deben considerarse como preliminares ya que no es posible contar con datos de campo que permitan calibrar el modelo (tasas de degradación). Sin embargo los datos de entrada empleados en la presente modelación permiten considerar los resultados como adecuados para tener una idea aproximada de las transformaciones que sufre el agua residual a lo largo del interceptor.

La integración de los modelos MDLC – QUASAR – ADZ permite analizar simultáneamente los procesos de flujo, transporte y calidad del agua en una corriente.

BIBLIOGRAFÍA

Acueducto Agua y Alcantarillado de Bogota - EAAB (2004). Aspectos técnicos en el análisis del saneamiento del Río Bogotá, Agosto.

Beer, T. and Young P.C. 1983. Longitudinal dispersion in natural streams, *Journal of Environmental Engineering.*, 109, No 5, ASCE, 1049-1067.

Camacho, L. A. 1997. Extension of the QUASAR water quality model to incorporate dead zone mixing concepts. University of London. Thesis Master of Science Imperial College of Science, Technology and Medicine.

Camacho, L. A. and Lees, M.J. 1999. Multilinear discrete lag-cascade model for channel routing. *Journal of Hydrology* 226, p 30-47.

Camacho, L.A. and Lees, M.J. 2000. Modelación del transporte de solutos en ríos bajo condiciones de flujo no permanente: Un modelo conceptual integrado. XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica – Córdoba 2000.

Camacho, L. A. 2003. Modelación preliminar de la calidad del agua en los interceptores Fucha – Tunjuelo, Tunjuelo – Canoas y de la calidad del agua del Río Bogotá para la condición con y sin interceptores.

Chapra, S. C. 1997. *Surface Water-Quality Modelling*, The McGraw-Hill Companies. Inc., New York.

Cia. Estudios e Interventorías - Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (1997). Estudio de saneamiento ambiental y control de crecientes en la cuenca del Río Tunjuelo.

Díaz, B. E. 2004. Modelación de la calidad del agua en el Interceptor Río Bogotá en los tramos Fucha – Tunjuelo Canoas. Universidad de los Andes. Tesis de grado para optar al título de Magíster en Ingeniería Civil - Área Ambiental.

Duarte, Ramón., (2002) Aireación del agua residual a través de un proceso físico y mecánico. Universidad de los Andes. Tesis de especialización en Ingeniería de Sistemas Hídricos Urbanos.

Fronteau, C., Bauwens, W. and Vanrolleghem, P.A. 2002. Integrated modelling: Comparison of state variables, processes and parameters in sewer and waste water treatment models. Sewer Processes and Networks – Paris, France.

Giraldo, C.A. 2003. Alternativas del Interceptor Tunjuelo – Canoas.

HMV Ingenieros - Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. 2002. Estudio de actualización del plan maestro de alcantarillado de la cuenca del Fucha – Diseño de obras de expansión – Interceptor Río Bogotá – Fucha – Tunjuelo, Informe de alternativas.

HMV Ingenieros - Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. 2003a. Estudio de actualización del plan maestro de alcantarillado de la cuenca del Fucha – Diseño de obras de expansión – Diseños Básicos de la Estación de Bombeo del Tunjuelo – Informe general – Anexo 1.

HMV Ingenieros - Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. 2003b. Estudio de actualización del plan maestro de alcantarillado de la cuenca del Fucha – Informe Producto 4 – Análisis de la capacidad hidráulica y evaluación ambiental de la red existente.

Hvitved – Jacobsen, T. 2002. Sewer processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks. CRC Press LLC. Washington, D.C.

Lees, M., Camacho, L.A and Whitehead, P.G. 1998. Extension of the QUASAR river water quality model to incorporate dead-zone mixing, *Hidrology & Earth System Sciences*, 2, 353-365.

Parkhurst, J. D. and Pomeroy, R.D. 1972. Oxygen absorption in streams, *J. Sanit. Eng. Div., ASCE*, 98(SA1), 121-124.

Raciny, I. C., (2002). Implementación del modelo agregado de calidad de agua QUASAR – ADZ. Universidad de los Andes. Tesis de Pregrado en Ingeniería Civil.

Rodríguez, J. P., (2004a). Desarrollo de un modelo integrado de transporte y calidad del agua para un alcantarillado. Universidad de los Andes. Tesis de Pregrado en Ingeniería Ambiental.

Rodríguez, J. P., (2004b). Modelación hidráulica y transporte de sedimentos en alcantarillados. Universidad de los Andes. Tesis de Pregrado en Ingeniería Civil.

Universidad de los Andes – Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2001), Proyecto de modelación de la calidad del agua del Río Bogotá, Informes 1, 2 y 3.

Universidad de los Andes – Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (2002), Proyecto de modelación de la calidad del agua del Río Bogotá, Informe de Campañas de mediciones 4 y 5, Agosto.

Whitehead, P.G., Williams, R.J. and Lewis, D.R. 1997. Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development, *The science of the Total Environment*, 194/195, 447-456.

Young, P.C., and Wallis, S.G. 1993. Solute Transport and Dispersion in Channels. In *Channel Network Hydrology* (Ed. K. Beven and M.J. Kirby). John Wiley & Sons, Chichester, pp. 129-174.

ANEXO 1

CODIGO EN MATLAB DEL MDLC

FUNCION ROUTE

```

%Q: Hidrógrafa Transitada
%IH: Hidrógrafa de Entrada
%tt: Matriz de Tiempo
function [QQ,m,T,td] =route(IH,tt,TCHL,NO,WO,S,SO,x,a,D)
DT = (tt(2)-tt(1));
TI = tt(1);
[QQ, tt,m,T,td] = mdlc(DT, TI,IH,TCHL,NO,WO,S,SO,x,a,D);
save td;
load td;
save T;
load T;
save m;
load m;
QQ=QQ(1:length(IH));
tt=tt(1:length(IH));
fn=figure('pos',[50,50,700, 500]);
plot(tt,IH,tt,QQ);
legend('Caudal Entrada','Caudal Transitado');

```

FUNCION MDLC

```

% QQ : Hidrógrafa Transitada
% tt : Matriz de Tiempo [horas]
% Variables de entrada
% DT : Delta de Tiempo [hr]
% TI : Tiempo Inicial [hr]
% IH : Hidrógrafa de Entrada [m3/s]
% TCHL : Tipo de canal 1-Rectangular 2-Trapezoidal 4-Circular
% NO : Manning-n
% WO : Ancho del Canal
% S : Pendiente Lateral

```



```

% SO : Pendiente Longitudinal
% x : Longitud del Canal
function [QQ, tt,m,T,td] = mdlc(DT, TI, IH, TCHL, NO, WO, S, SO, x, a, D);
[h, NM, iter, RH, m, T] = init(DT, TI, IH, TCHL, NO, WO, S, SO, x, a, D);
save td;
load td;
save T;
load T;
save m;
load m;
IB= IH(1,1);          % Base discharge
for I = 1: iter,      % Main cycle routing operation
    % Compute Reference discharge for time interval I.
    if I <= length(IH)
        QO = IB + a * (IH(I,1) - IB);
    else
        QO = IB;
    end
    % Parameter estimation using Cumulant matching technique
    % with linearised St. Venant.
    [K, n, td, m] = flujo(NO, QO, SO, WO, S, TCHL, D, x, DT);
    % Parameter Transformation by Perumal (1994)
    if K > DT & n * K > DT
        n = (n * K - DT) / (K - DT);
        K = K - DT;
    end
    if td > DT
        td = td - DT;
    end
    % Impulse response of the discrete cascade model + pulse
    % response + lag
    MM = ceil(td / DT);
    h(1) = (DT / (DT + K)) ^ (n);
    if I <= length(IH)

```

```

RH(I+1+MM-1)= (IH(I,1)-IB).*h(1)+RH(I+1+MM-1);
for J = 2: NM,
h(J)  = ((J+n-2)/(J-1))*(K/(DT+K)).*h(J-1);
RH(I+J+MM-1)= (IH(I,1)-IB).*h(J) + RH(I+J+MM-1);
end
end
end % End Main cycle routing operation
M=length(RH);
tt=zeros(M,1);
QQ=zeros(M,1);
tt=(0:1:M-1)'*DT;
tt=tt+TI;
QQ=RH(:,1)+IB;

```

FUNCION FLUJO

```

function [K,n,td,m,T] = flujo(NO,QO,SO,WO,S,TCHL,D,x,DT);
[YO] = yuniform(QO,NO,SO,WO,S,D,TCHL);
[AO] = ar(YO,WO,S,D,TCHL);
vo = QO./AO;
[CO] = kinematic(QO,NO,SO,WO,S,D,TCHL);
m = CO./vo;
fr = vo./sqrt(9.81.*AO./TOP(YO,WO,S,D,TCHL));
ndefr = (((4./9).*m).*(1-((m-1).^2).*fr.^2))./(1+(m-1).*fr.^2);
tddefr = 1-(2/3.*(1-(m-1).^2).*fr.^2)./(1+(m-1).*fr.^2);
yoSOx = YO./(SO.*x);
xvo = x./(m.*vo);
K = 3./(2.*m).*(1+(m-1).*fr.^2).*yoSOx.*xvo;
n = ndefr./yoSOx;
td = xvo.*(tddefr);
T = x./CO;

```

FUNCION YUNIFORM

```

%Cálculo de la profundidad uniforme de flujo
%Funciones tomadas de: Luis Alejandro Camacho, 1998

```

```

%variables:
%QO: Caudal (m3/s)
%SO: Pendiente
%WO: Ancho (m)
%S: Pendiente lateral
%TCHL: Tipo de canal, 1- Rectangular 2- Trapezoidal 4- Circular
%D: 0 si TCHL = 1 o 2, Diámetro interno del canal si TCHL = 4.
function [YO] = yuniform(QO,NO,SO,WO,S,D,TCHL);
es = 1e-7;    % Tolerance
er = 1.0;    % Current error
imax = 50;   % Max number of iterations
iter = 0;
Yinicial=0.001*D;
if TCHL == 1, % Rectangular Channel
YO= (NO.*QO./WO).^3/5./(SO).^3/10;
while er > es & iter < imax,
YOLD = YO;
YO = (NO.*QO).^3/5./(WO.*(SO).^3/10).*(WO+2.*YOLD).^2/5;
iter = iter + 1;
if all(YO)
temp = abs((YO-YOLD)./YO);
er = sum(temp);
end
end
elseif TCHL == 2, % Trapezoidal Channel
YO= (NO.*QO).^3/5.*WO.^(-3/5)/(SO).^3/10;
while er > es & iter < imax,
YOLD = YO;
YO = (NO.*QO).^3/5.*(WO+2.*YOLD.*sqrt(1+S.^2)).^2/5./(SO).^3/10.*(WO+S.*YOLD));
iter = iter + 1;
if all(YO)
temp = abs((YO-YOLD)./YO);
er = sum(temp);

```

```

end
end
else TCHL == 4, % Circular Channel
    Teta = 4*atan(1) + 2*asin((Yinicial-(D/2))/(D/2));
    A = (1/8).*(Teta-sin(Teta)).*(D^2);
    P = (1/2).*Teta.*D;
    R = A/P;
    Q=(1/NO)*(R^(2/3))*(SO^(1/2))*A;
    while Q/QO < 0.95 | Q/QO > 1.05,
        YO = Yinicial + 0.01;
        Teta = 4*atan(1) + 2*asin((YO-(D/2))/(D/2));
        A = (1/8).*(Teta-sin(Teta)).*(D^2);
        P = (1/2).*Teta.*D;
        R = A/P;
        Q=(1/NO)*(R^(2/3))*(SO^(1/2))*A;
        Yinicial = YO;
    end
    YO = Yinicial;
end
end
end

```

FUNCION AR

```

%Cálculo del área de la sección transversal
%Funciones tomadas de: Luis Alejandro Camacho, 1998
%variables:
%WO: Ancho (m)
%S: Pendiente lateral
%TCHL: Tipo de canal, 1- Rectangular 2- Trapezoidal 4- Circular
%D: 0 si TCHL = 1 o 2, Diámetro interno del canal si TCHL = 4.
function [A] = ar(YO,WO,S,D,TCHL)
if TCHL == 1 % Rectangular Channel
    A = YO.*WO;
elseif TCHL == 2 % Trapezoidal Channel
    A = (WO + S.*YO).*YO;

```

```

else TCHL == 4 % Circular Channel
Teta = (4.*atan(1))+(2.*asin((YO-(D./2))/(D./2)));
A = (1/8).*(Teta-sin(Teta)).*(D^2);
end

```

FUNCION KINEMATIC

```

%Estimación de la celeridad de onda
%Funciones tomadas de: Luis Alejandro Camacho, 1998
%variables:
%QO: Caudal (m3/s)
%SO: Pendiente
%WO: Ancho (m)
%S: Pendiente lateral
%TCHL: Tipo de canal, 1- Rectangular 2- Trapezoidal 4- Circular
%D: 0 si TCHL = 1 o 2, Diámetro interno del canal si TCHL = 4.
function [co] = kinematic(QO,NO,SO,WO,S,D,TCHL);
[YO]= yuniform(QO,NO,SO,WO,S,D,TCHL);
dy=YO*0.0000001;
[A2] =ar(YO+dy,WO,S,D,TCHL);
[P2] =pr(YO+dy,WO,S,D,TCHL);
[A1] =ar(YO-dy,WO,S,D,TCHL);
[P1] =pr(YO-dy,WO,S,D,TCHL);
Q2=A2./NO.*(A2./P2).^(2/3).*SO.^(1/2);
Q1=A1./NO.*(A1./P1).^(2/3).*SO.^(1/2);
co=(Q2-Q1)/((A2-A1));

```

FUNCION PR

```

%Cálculo del perímetro mojado
%Funciones tomadas de: Luis Alejandro Camacho, 1998
%variables:
%WO: Ancho (m)
%S: Pendiente lateral
%TCHL: Tipo de canal, 1- Rectangular 2- Trapezoidal 4- Circular
%D: 0 si TCHL = 1 o 2, Diámetro interno del canal si TCHL = 4.

```

```

function [P] = pr(YO,WO,S,D,TCHL)
if TCHL == 1, % Rectangular Channel
P= 2.*YO+WO;
elseif TCHL == 2, % Trapezoidal Channel
P= WO + 2.*YO.*sqrt(S.^2.+1);
else TCHL == 4 % Circular Channel
Teta= 4*atan(1) + 2*asin((YO-(D/2))/(D/2));
P= (1/2).*Teta.*D;
end

```

FUNCION INIT

```

% RH: Matriz con la solución. Tabla t-hidrógrafa en x
function [h,NM,iter,RH,m,T,td]= init(DT,TL,IH,TCHL,NO,WO,S,SO,x,a,D);
IB= abs(IH(1)+a*(min(IH)-IH(1)));
%QO=min(IH);
[K,n,td,m,T] = flujo(NO,IB,SO,WO,S,TCHL,D,x,DT);
save td;
load td;
save m;
load m;
save T;
load T;
%Transformation by Mutiah Perumal (1994)
if K > DT & n*K > DT
n = (n*K - DT)/(K-DT);
K = K - DT;
end
if td > DT
td = td - DT;
end
MM = ceil(td/DT);
notf= 0;
J = 2;
h(1) = (DT/(DT+K))^(n);

```

```

while notf== 0
h(J)  = ((J+n-2)/(J-1))*(K/(DT+K)).*h(J-1);
if h(J) < 1e-08
NM = J;
notf=1;
else
J=J+1;
end
end
IB= IH(1)+a*(max(IH)-IH(1));
%QO=max(IH);
[K,n,td] = flujo(NO,IB,SO,WO,S,TCHL,D,x,DT);
%Transformation by Mutiah Perumal (1994)
if K > DT & n*K > DT
n = (n*K - DT)/(K-DT);
K = K - DT;
end
if td > DT
td = td - DT;
end
MM2 = ceil(td/DT);
notf = 0;
J =2;
h2(1) = (DT/(DT+K))^(n);
while notf== 0
h2(J)  = ((J+n-2)/(J-1))*(K/(DT+K)).*h2(J-1);
if h2(J) < 1e-08
NM2 =J;
notf=1;
else
J=J+1;
end
end
if NM>NM2

```

```

M = length(IH)+NM-1;
iter = M-NM+1;
else
h = h2;
M = length(IH)+NM2-1;
iter = M-NM2+1;
end
if MM>MM2
RH = zeros(M+MM,1);
else
RH = zeros(M+MM2,1);
end

```

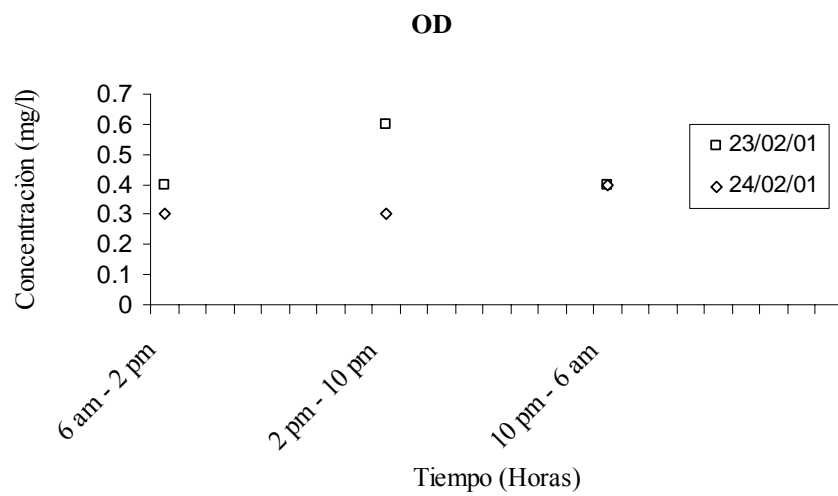
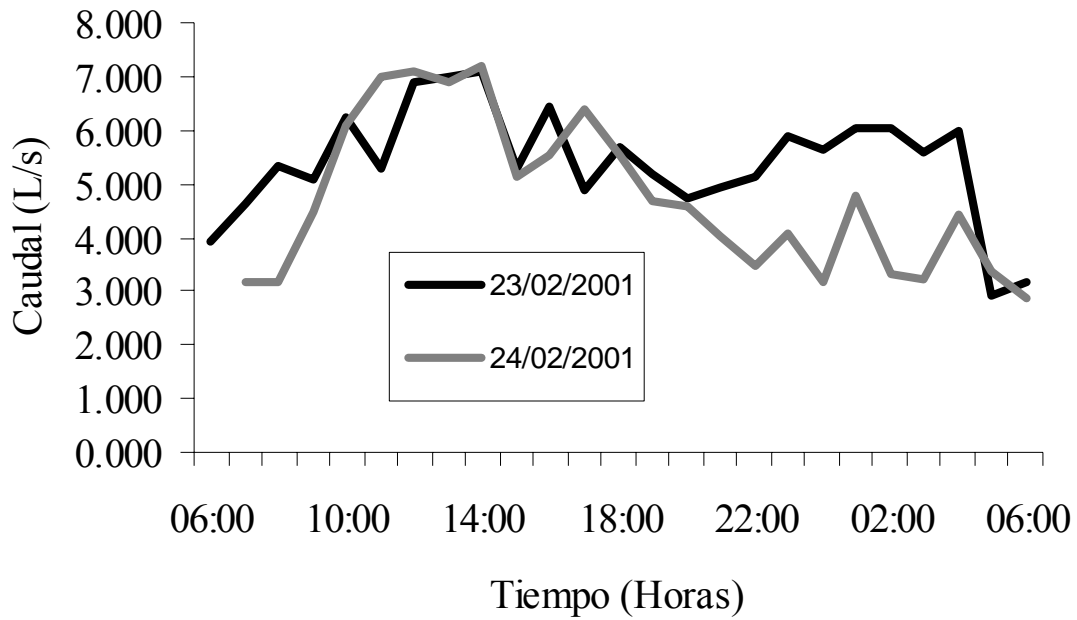
FUNCION TOP

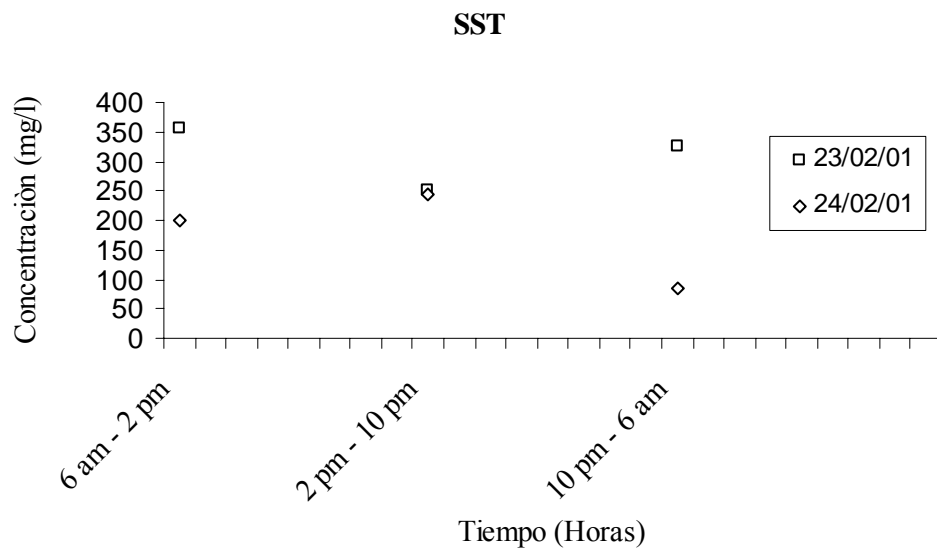
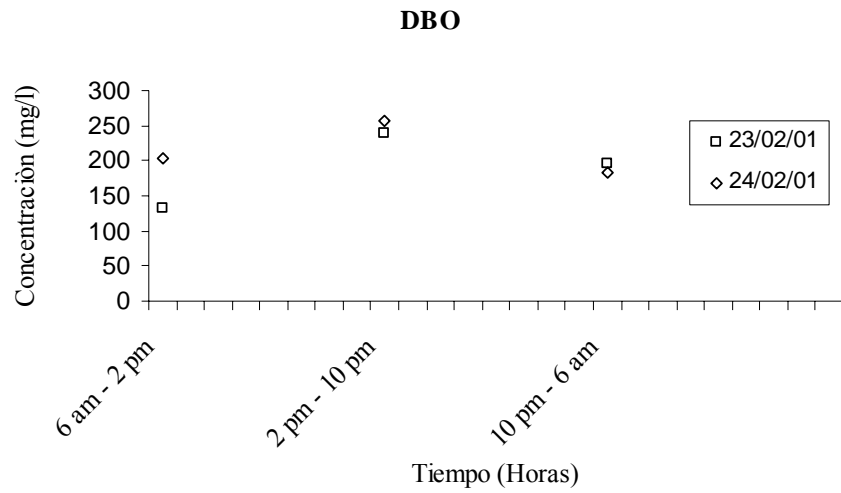
```

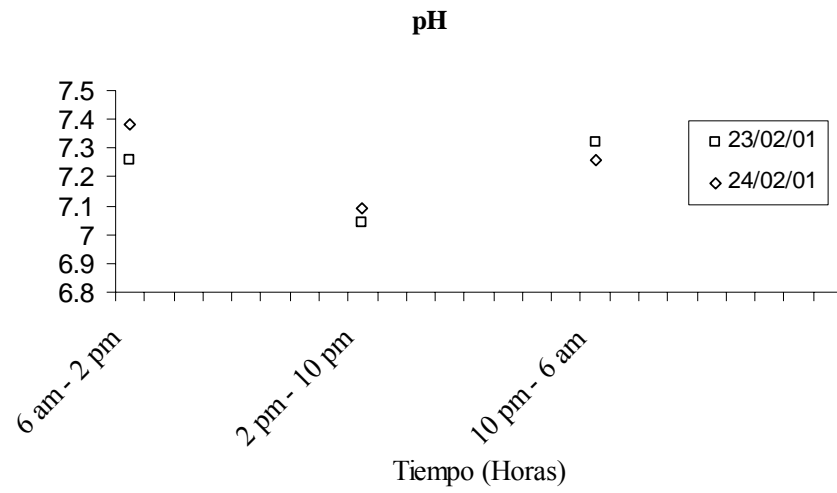
%Cálculo del ancho de la superficie de flujo
%Funciones tomadas de: Luis Alejandro Camacho, 1998
%variables:
%WO: Ancho (m)
%S: Pendiente lateral
%TCHL: Tipo de canal, 1- Rectangular 2- Trapezoidal 4- Circular
%D: 0 si TCHL = 1 o 2, Diámetro interno del canal si TCHL = 4.
function [C] = top(YO,WO,S,D,TCHL)
if TCHL == 1 % Rectangular Channel
C = WO;
elseif TCHL == 2, % Trapezoidal Channel
C= WO+2.*YO.*S;
else TCHL == 4, % Circular Channel
C= D.* cos(asin((YO-(D./2))/(D./2)));
end

```


ANEXO 2
RESULTADOS CAMPAÑA MEDICION TIEMPO SECO
RIO FUCHA – PUENTE FONTIBON







**RESULTADOS CAMPAÑA MEDICION TIEMPO HUMEDO
RIO FUCHA – PUENTE FONTIBON**

