

**MODELACIÓN DE PATÓGENOS EN RÍOS: ANÁLISIS DE  
SENSIBILIDAD PARAMÉTRICA (RÍO BOGOTÁ, TÁRCOLES,  
MAGDALENA, SUBACHOQUE)**

**VIVIANA PATRICIA BONILLA SIERRA**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISICOMECÁNICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA CIVIL  
BUCARAMANGA  
2008**

**MODELACIÓN DE PATÓGENOS EN RÍOS: ANÁLISIS DE  
SENSIBILIDAD PARAMÉTRICA (RÍO BOGOTÁ, TÁRCOLES,  
MAGDALENA, SUBACHOQUE)**

**VIVIANA PATRICIA BONILLA SIERRA**

**TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE  
INGENIERO CIVIL**

**DIRECTOR**

**LUIS ALEJANDRO CAMACHO BOTERO  
INGENIERO CIVIL**

**CODIRECTOR**

**LEONARDO DAVID DONADO GARZÓN  
INGENIERO CIVIL**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER  
FACULTAD DE INGENIERÍAS FISICOMECAÑICAS  
ESCUELA DE INGENIERÍA CIVIL  
BUCARAMANGA**

**2008**

A Dios, Mi familia, Mi abuelita,  
Universidad Industrial de Santander y Universidad Nacional de Colombia.

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Profesor Luis Alejandro Camacho, por su invaluable apoyo y guía durante el desarrollo del presente proyecto de investigación. Al Profesor Leonardo David Donado Garzón por sus buenos oficios en la comunicación entre la Universidad Industrial de Santander y la Universidad Nacional de Colombia. Al Profesor Julio César Cañón Rodríguez por su colaboración por su apoyo logístico para llevar a feliz término la investigación.

Al Grupo de Investigación en Ingeniería de los Recursos Hídricos, GIREH, a sus integrantes: Jairo Torres, Ricardo González, Marta Medina, Sandra Galvis, Pilar Duarte, por la asistencia técnica y académica.

Al Ingeniero Miguel Jiménez por su colaboración durante la etapa inicial del proyecto en lo relacionado con la modelación matemática. Al ingeniero David Barajas por la asistencia durante la finalización del trabajo de investigación.

A Luis Arenas por su acompañamiento y apoyo durante la realización del proyecto.

## CONTENIDO

1.	INTRODUCCIÓN.....	16
1.1.	ANTECEDENTES GENERALES.....	16
1.2.	PROBLEMAS DE INVESTIGACIÓN .....	17
1.3.	OBJETIVOS.....	17
1.4.	METODOLOGÍA .....	17
1.4.1.	Protocolo de modelación .....	18
1.5.	BASE DE DATOS .....	20
1.5.1.	Río Bogotá .....	20
1.5.2.	Río Magdalena.....	20
1.5.3.	Río Grande de Tárcoles.....	20
1.5.4.	Río Subachoque .....	21
1.6.	RESULTADOS E IMPORTANCIA .....	21
1.7.	ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO.....	22
2.	REVISIÓN DEL ESTADO DEL ARTE DE MODELACIÓN DE PATÓGENOS Y MÉTODOS DE CALIBRACIÓN .....	24
2.1.	PATÓGENOS .....	24
2.1.1.	Organismos indicadores .....	24
2.1.1.1.	Tipos .....	25
2.1.1.2.	Concentraciones .....	25
2.2.	MODELO DE TRANSPORTE DE ZONA MUERTA AGREGADA (ADZ).....	26
2.3.	CINÉTICA DE COLIFORMES .....	28
2.3.1.	Mortalidad natural y Salinidad.....	29
2.3.2.	Radiación solar .....	29
2.3.3.	Sedimentación .....	31
2.3.4.	Tasa de pérdida total .....	32
2.4.	MODELACIÓN DE PATÓGENOS.....	33
2.4.1.	Factores que afectan la tasa de decaimiento .....	33
2.4.2.	Métodos de calibración objetiva.....	35
3.	DESCRIPCIÓN BASE DE DATOS.....	37
3.1.	RÍO BOGOTÁ.....	37

3.1.1.	Resumen de las estaciones de medición .....	37
3.1.2.	Caudales.....	40
3.1.3.	Determinantes de la calidad del agua medidos en campo .....	41
3.1.4.	Determinantes de calidad analizados en el laboratorio .....	41
3.1.4.1.	Sólidos Suspendidos Totales.....	41
3.1.4.2.	Coliformes Totales y Escherichia – coli .....	42
3.2.	RÍO MAGDALENA.....	43
3.2.1.	Resumen de las estaciones de medición .....	45
3.2.2.	Caudales.....	47
3.2.3.	Determinantes de la calidad del agua medidos en campo .....	47
3.2.4.	Determinantes de calidad analizados en el laboratorio .....	47
3.2.4.1.	Sólidos Suspendidos Totales.....	47
3.2.4.2.	Coliformes Totales .....	47
3.3.	RÍO GRANDE DE TÁRCOLES.....	49
3.3.1.	Resumen de estaciones de medición .....	49
3.3.2.	Caudales.....	51
3.3.3.	Determinantes de calidad de agua medidos en campo.....	52
3.3.4.	Determinantes de calidad del agua analizados en el laboratorio .....	52
3.3.4.1.	Sólidos Suspendidos Totales.....	52
3.3.4.2.	Coliformes Fecales .....	52
3.4.	RÍO SUBACHOQUE.....	54
3.4.1.	Resumen de las estaciones de medición .....	55
3.4.2.	Caudales.....	55
3.4.3.	Determinantes de la calidad del agua medidos en campo .....	56
3.4.4.	Determinantes de calidad analizados en el laboratorio .....	56
3.4.4.1.	Sólidos Suspendidos Totales.....	56
3.4.4.2.	Coliformes Totales .....	56
4.	CAPÍTULO IV: RESULTADOS DE CALIBRACIÓN Y ANÁLISIS.....	59
4.1.	SUPERFICIE DE RESPUESTA DEL COEFICIENTE DE DETERMINACIÓN $R^2$ .....	59
4.2.	ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD REGIONAL .....	60

4.3.	BANDA DE CONFIANZA DE LA INCERTIDUMBRE GENERADA POR LA METODOLOGÍA GLUE .....	60
4.4.	VALIDACIÓN .....	79
4.4.1.	Río Bogotá cuenca baja.....	79
4.4.2.	Río Magdalena.....	80
4.4.3.	RÍO SUBACHOQUE .....	81
4.5.	COMPARACIÓN CON MODELOS PREVIOS.....	83
5.	CONCLUSIONES .....	86

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Algunos organismos patógenos (Tomado de Chapra, 1997).....	24
Tabla 2. Producción per cápita de bacterias intestinales para animales de sangre caliente (Tomado de Chapra, 1997) .....	25
Tabla 3. Concentraciones estándar para CT y CF (Tomado de Chapra, 1997).....	26
Tabla 4. Tasa de decaimiento .....	62
Tabla 5. Parámetros óptimos .....	62
Tabla 6. Tasa de decaimiento .....	64
Tabla 7. Parámetros óptimos .....	64
Tabla 8. Tasa de decaimiento .....	66
Tabla 9. Parámetros óptimos .....	66
Tabla 10. Tasa de decaimiento .....	68
Tabla 11. Parámetros óptimos .....	68
Tabla 12. Tasa de decaimiento .....	70
Tabla 13. Parámetros óptimos .....	70
Tabla 14. Tasa de decaimiento .....	72
Tabla 15. Parámetros óptimos .....	72
Tabla 16. Tasa de decaimiento .....	74
Tabla 17. Parámetros óptimos .....	74
Tabla 18. Tasa de decaimiento .....	76
Tabla 19. Parámetros óptimos .....	76
Tabla 20. Tasa de decaimiento .....	78
Tabla 21. Parámetros óptimos .....	78
Tabla 22. Cuadro resumen parámetros óptimos y tasa de decaimiento promedio .....	79
Tabla 23. Tasa de decaimiento .....	79
Tabla 24. Tasa de decaimiento .....	80
Tabla 25. Tasa de decaimiento .....	81
Tabla 26. Tasa de decaimiento .....	82
Tabla 27. Tasas de decaimiento de Coliformes Totales medidas <i>in situ</i> , reportadas después de Mitchell y Chamberlin, 1978 (Bowie, 1985).....	84

Tabla 28. Tasas de decaimiento de Coliformes Totales usadas en varios estudios de modelación (Bowie, 1985).....	85
Tabla 29. Tasas de decaimiento de Coliformes Totales (Camacho <i>et al</i> ).....	85

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Protocolo de modelación (Bockelmann, 1998).....	19
Figura 2. Localización Río Bogotá.....	37
Figura 3. Esquema de las estaciones y descargas de la Cuenca Alta del Río Bogotá.....	39
Figura 4. Esquema de las estaciones y descargas de la Cuenca Baja del Río Bogotá.....	40
Figura 5. Concentración Coliformes Totales Río Bogotá Cuenca Alta.....	42
Figura 6. Concentración Coliformes Totales Río Bogotá Cuenca Baja.....	43
Figura 7. Localización Río Magdalena .....	43
Figura 8. Esquema de las estaciones y descargas de los tramos 2 y 3 del Río Magdalena .....	45
Figura 9. Concentración de Coliformes Totales Río Magdalena.....	48
Figura 10. Localización Río Grande de Tárcoles .....	49
Figura 11. Esquema de las estaciones y descargas de los tramos 2 y 3 del Río Tárcoles.....	51
Figura 12. Concentración Coliformes Fecales Río Tárcoles Tramo 2.....	53
Figura 13. Concentración Coliformes Fecales Río Tárcoles Tramo 3.....	54
Figura 14. Localización Río Subachoque.....	54
Figura 15. Esquema de las estaciones del Río Subachoque.....	55
Figura 16. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 1.....	57
Figura 17. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 2.....	57
Figura 18. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 3.....	58
Figura 19. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 4.....	58
Figura 20. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación $R^2$ para los parámetros de calibración – Coliformes Totales .....	61
Figura 21. Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales.....	61
Figura 22. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales .....	62
Figura 23. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación $R^2$ para los parámetros de calibración – Coliformes Totales .....	63
Figura 24. . Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales.....	63

Figura 25. . Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales .....	64
Figura 26. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación $R^2$ para los parámetros de calibración – Coliformes Totales .....	65
Figura 27. Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales.....	65
Figura 28. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales .....	66
Figura 29. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación $R^2$ para los parámetros de calibración – Coliformes Totales .....	67
Figura 30. Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales.....	67
Figura 31. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales .....	68
Figura 32. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación $R^2$ para los parámetros de calibración – Coliformes Totales .....	69
Figura 33. Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales.....	69
Figura 34. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales .....	70
Figura 35. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación $R^2$ para los parámetros de calibración – Coliformes Fecales .....	71
Figura 36. Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Fecales.....	71
Figura 37. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Fecales .....	72
Figura 38. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación $R^2$ para los parámetros de calibración – Coliformes Totales .....	73
Figura 39. Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales.....	73
Figura 40. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales .....	74
Figura 41. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación $R^2$ para los parámetros de calibración – Coliformes Totales .....	75
Figura 42. Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales.....	75

Figura 43. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales .....	76
Figura 44. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación $R^2$ para los parámetros de calibración – Coliformes Totales .....	77
Figura 45. Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales.....	77
Figura 46. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales .....	78
Figura 47. Concentración Colifomes Totales Río Bogotá. Validación.....	80
Figura 48. Concentración Colifomes Totales Río Magdalena. Validación .....	81
Figura 49. Concentración Colifomes Totales Río Subachoque Campaña 1. Validación ...	82
Figura 50. Concentración Colifomes Totales Río Subachoque Campaña 2. Validación ...	83

## RESUMEN

TÍTULO: MODELACIÓN DE PATÓGENOS EN RÍOS: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD PARAMÉTRICA (RÍO BOGOTÁ, TÁRCOLES, MAGDALENA, SUBACHOQUE)\*

AUTOR: VIVIANA PATRICIA BONILLA SIERRA\*\*

PALABRAS CLAVE:

Tasa de Decaimiento, Organismos patógenos en ríos, Transporte de solutos, Calibración de parámetros, Análisis de sensibilidad.

RESUMEN:

La determinación de la tasa de decaimiento de organismos patógenos tiene gran importancia en estudios de calidad del agua, los cuales permiten la simulación de alternativas de saneamiento que busquen recuperar los cuerpos de agua contaminados. Con este trabajo se pretende determinar la tasa de decaimiento de organismos patógenos en algunos tramos de los ríos Bogotá, Tárcoles, Magdalena y Subachoque a partir de datos hidráulicos, fisicoquímicos y biológicos existentes. Los resultados obtenidos son comparados con otros registrados en investigaciones anteriores y son utilizados para validar el modelo numérico implementado para representar la cinética de organismos patógenos.

Los fenómenos de transporte de solutos en los ríos analizados se simulan utilizando el modelo ADZ (Zona Muerta Agregada) y reacción. De manera similar, la desaparición de organismos patógenos se representa con un modelo de cinética de primer orden. Ambos modelos se acoplan en condiciones no conservativas y de flujo permanente para obtener el modelo de decaimiento, cuyos parámetros se ajustan a partir de los datos disponibles para cada río. Dicho ajuste se realiza utilizando una metodología de calibración que funciona mediante análisis de simulaciones de Monte-Carlo y cuya incertidumbre se analiza aplicando la metodología de estimación de incertidumbre GLUE. Finalmente, los resultados del proceso de calibración son utilizados para estimar la tasa de decaimiento de los ríos en cuestión y para validar el modelo de decaimiento, logrando una aproximación satisfactoria al comportamiento observado que garantiza capacidad de predicción.

\* Pasantía de investigación

\*\* Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá.  
Director: Luis Alejandro Camacho Botero.  
Facultad de Ingenierías Fisicomecánicas, Escuela de Ingeniería Civil, Universidad Industrial de Santander. Codirector: Leonardo David Donado Garzón.

## ABSTRACT

TITLE: MODELING PATHOGENS IN RIVERS: PARAMETRIC SENSIBILITY ANALYSIS  
(BOGOTÁ, TÁRCOLES, MAGDALENA, SUBACHOQUE RIVERS)\*

AUTHOR: VIVIANA PATRICIA BONILLA SIERRA\*\*

KEYWORDS:

Decay rate, Pathogen Organisms in river, Solute transport, Parameter calibration, Sensibility analysis.

ABSTRACT:

The determination of pathogen organisms decay rate has great value in water quality studies that allow the simulation of wastewater treatment alternatives proposed in order to recover contaminated water bodies. This work aims to calculate an estimation of the decay rate of pathogen organisms in some reaches of the Bogotá, Tárcoles, Magdalena and Subachoque rivers from existing hydraulic, physicochemical and biologic data. The results obtained are compared against others registered by previous investigations and are used to validate the numerical model implemented as a representation of pathogen kinetics.

Solute transport phenomena in the analyzed rivers are simulated using the ADZ (Aggregated Dead Zone) and reaction model. In a similar fashion, the loss of pathogen organisms is represented with a first-order kinetics model. Both models are coupled under non-conservative and permanent flow conditions in order to obtain a single decay model, whose parameters are adjusted from data available for each river. Said adjustment is done using a calibration methodology which works based on Monte-Carlo simulations and whose uncertainty is analyzed applying the general uncertainty estimation methodology, GLUE. Finally, the results of the calibration process are used for estimating the decay rate for the rivers studied and for validating the decay model, achieving a satisfactory approximation to the observed behavior, which assures the prediction ability of the model.

\* Research Internship

\*\* Engineering Faculty, Department of Agricultural and Civil Engineering, Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá. Director: Luis Alejandro Camacho Botero.

Physical-Mechanical Engineering Faculty, Department of Civil Engineering, Universidad Industrial de Santander. Codirector: Leonardo David Donado Garzón.

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. ASPECTOS GENERALES

En Colombia el vertimiento de aguas residuales domésticas e industriales a los ríos sin ningún tipo de tratamiento constituye un problema de contaminación hídrica que genera gran preocupación por el deterioro progresivo del recurso. Se han utilizado tecnologías que han resultado ineficaces por desconocimiento de la capacidad de asimilación de los cuerpos receptores que es finalmente la que determina las alternativas apropiadas para resolver dicha problemática. El problema más importante de contaminación hídrica por su impacto en la salud pública es el de organismos patógenos (CEPIS/OPS, 1995).

La descarga de compuestos tóxicos y patógenos produce el deterioro de los ríos en largos trayectos a pesar de la alta capacidad de autopurificación de los ríos colombianos. Dentro de la evaluación de la capacidad de asimilación de la fuente receptora se realiza la estimación de la tasa de degradación de patógenos a partir de mediciones de campo y análisis de laboratorio de acuerdo a una metodología establecida. Los valores obtenidos se implementan en un modelo de calidad del agua que permite determinar la capacidad de autopurificación y la magnitud de la carga contaminante máxima permisible del vertimiento.

## 1.2. PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

Los patógenos son contaminantes que contribuyen al deterioro de la calidad del recurso hídrico afectando su posterior uso y su presencia en los ríos constituye un problema de salud pública que demanda el diseño de mecanismos de saneamiento y control para lograr la reducción de los impactos que generan.

La modelación matemática del transporte y decaimiento de organismos patógenos es una herramienta importante en estudios de calidad del agua que permiten la simulación de posibles escenarios de tratamiento y saneamiento hídrico.

## 1.3. OBJETIVOS

Revisar el estado del arte de la modelación del transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos. En particular revisar el modelo de transporte ADZ (Zona Muerta Agregada) y reacción (Lees *et al.*, 1998) y las ecuaciones empíricas o racionales para la determinación del coeficiente de decaimiento ( $k$ ).

Realizar la calibración y el análisis de sensibilidad paramétrica del modelo ADZ-reacción utilizando datos existentes de organismos patógenos indicadores de algunos ríos tomados con el propósito específico de calibración.

Estimar el coeficiente de decaimiento ( $k$ ) para las condiciones hidrológicas y datos disponibles de cada río.

## 1.4. METODOLOGÍA

Para el cumplimiento de los objetivos, se han seguido las siguientes etapas:

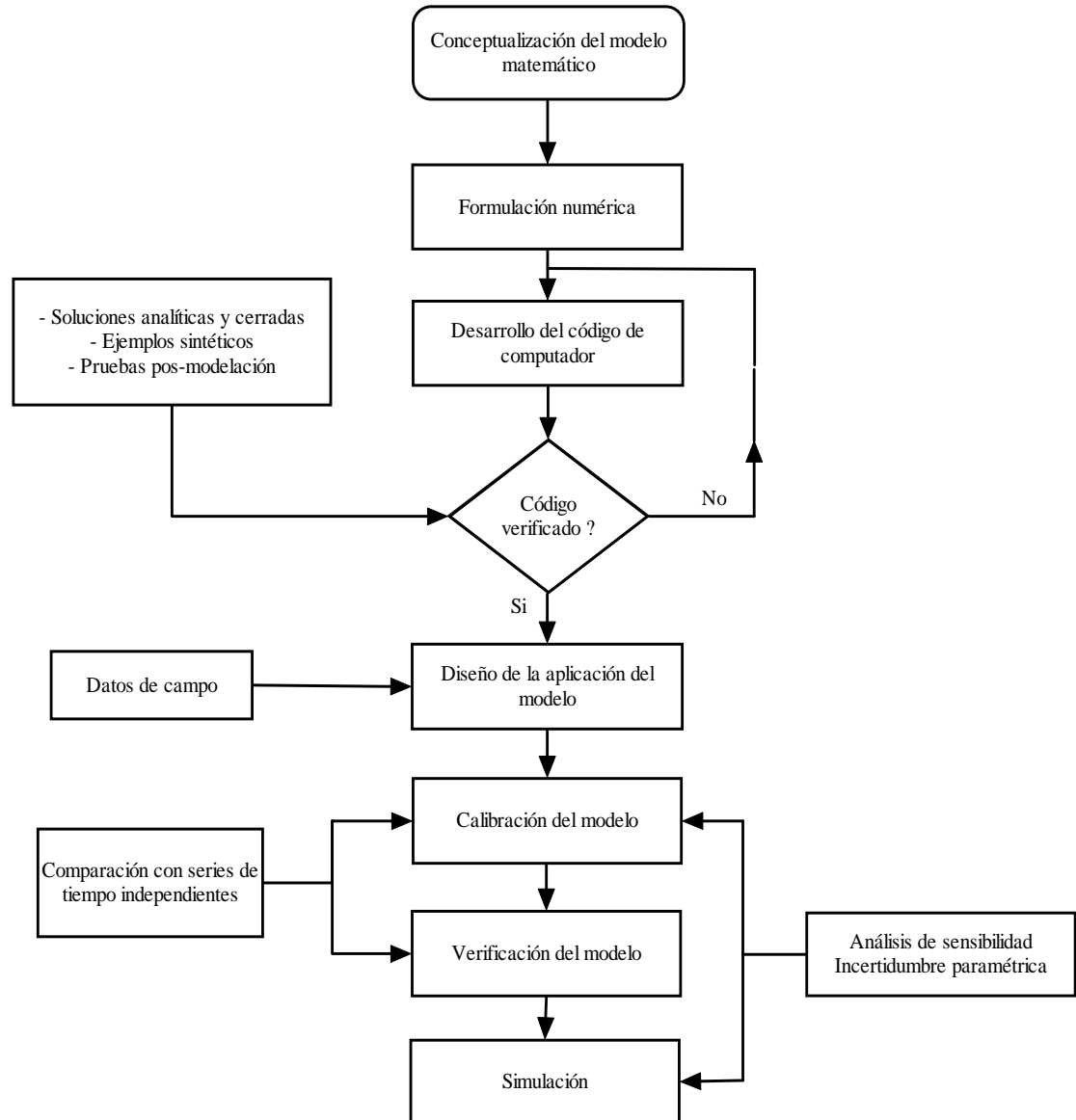
- a) Revisión de la literatura disponible y análisis del estado actual de la investigación relacionada con el transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos.
- b) Descripción de los datos disponibles para el presente proyecto de los Ríos Bogotá, Tárcoles, Magdalena y Subachoque.

- c) Formulación conceptual y numérica en MATLAB® del modelo ADZ-reacción del transporte y decaimiento de organismos patógenos en condiciones de estado estable.
- d) Calibración del coeficiente de decaimiento del modelo ADZ-reacción con los datos existentes de los Ríos Bogotá, Tárcoles, Magdalena y Subachoque. Se calibrarán los parámetros de velocidad relativa de transporte  $\beta$ , coeficiente empírico de extinción de luz  $b$ , coeficiente de partición  $k_d$ , y la velocidad de sedimentación  $v_s$  que explican el coeficiente de decaimiento (Chapra, 1997).
- e) Participación en una campaña de medición, que complemente los datos existentes del Río Subachoque, como parte del proyecto “Metodologías de caracterización hidrológica, hidráulica y de autopurificación de ríos de montaña” (Camacho-Unal, 2006).
- f) Adicionalmente realización de un análisis de sensibilidad paramétrica del modelo por medio de la metodología de estimación de incertidumbre generalizada, (GLUE, Beven y Binley, 1992) basada en simulaciones de Monte Carlo, utilizando la herramienta Monte Carlo Analysis Toolbox (MCAT, Wagener *et al.*, 2002).
- g) Validación del modelo de decaimiento de patógenos.
- h) Estimación de la tasa global de decaimiento de patógenos.

#### 1.4.1. Protocolo de modelación

El protocolo de modelación empleado en el desarrollo del modelo de decaimiento de patógenos sigue los pasos que se presentan en el siguiente esquema (*e.g.* Beck, 1981a, 1981b, citado y adaptado por Camacho, 2000). La utilidad de los modelos matemáticos está determinada en gran medida por su habilidad en reproducir con precisión series de datos observados y por la capacidad predictiva al describir otras series de tiempo sin que se requiera ajuste alguno de los parámetros calibrados. Es necesario utilizar técnicas que permitan incorporar y cuantificar la incertidumbre que existe en la estructura y parámetros del modelo y en los datos observados con el fin de determinar la capacidad predictiva real de dicho modelo (Camacho *et al.*, 2002).

Figura 1. Protocolo de modelación (Bockelmann, 1998, citado por Camacho, 2000)



## 1.5. BASE DE DATOS

### 1.5.1. Río Bogotá

El Río Bogotá nace en el Municipio de Villapinzón al nororiente de Cundinamarca. Recorre cerca de 370 km de longitud en dirección suroccidente y desemboca en el Río Magdalena en el Municipio de Girardot. En la Cuenca Alta se tuvo en cuenta un tramo de 36.67 Km comprendido entre Villapinzón (K0+000) y Puente Santander aguas arriba de la PTAR de Suesca (K36+670). La Cuenca Baja tiene 86.5 Km de extensión y fue analizada en su totalidad. Los datos analizados en este trabajo fueron tomados en el proyecto de “Modelación de la calidad del agua del Río Bogotá” (Uniandes-EAAB, 2003).

### 1.5.2. Río Magdalena

El Río Magdalena nace al sur-oeste de Colombia, en la Cordillera de los Andes, en el eje central del Macizo Colombiano en el departamento del Huila. Atraviesa el país por su occidente de sur a norte, discurriendo a lo largo de unos 1540 km entre las cordilleras Oriental y Central de los Andes colombianos, conformando un valle que a su vez es un corredor vial y que llega al litoral del Mar Caribe. El tramo Girardot – Honda, ubicado en los departamentos de Cundinamarca y Tolima, fue analizado y modelado en el presente trabajo; tiene una longitud de 126.88 Km y está delimitado por la estación Nariño (K36+300) y la estación Honda – Arrancaplumas (K163+180). Los datos originales fueron tomados en el proyecto “Modelación de la calidad del agua del Río Magdalena y caracterización de las aguas lluvias y residuales de la ciudad de Girardot” (Uninades-EAAB, 2005).

### 1.5.3. Río Grande de Tárcoles

El Río Grande de Tárcoles es formado por la confluencia de los cursos de agua del Virilla y del Río Grande de San Ramón. Nace en la cordillera Central del país; discurre hacia el oeste y suroeste, a lo largo de unos 70 km, hasta su desembocadura junto a la localidad de Pigres, en el golfo de Nicoya, un entrante del Océano Pacífico. La modelación se hace de teniendo en cuenta los datos registrados de la Cuenca Media, cuya longitud es de 10.4 Km, y la Cuenca Baja, de extensión 49.85 Km, entre el puente de la Planta Belén (K32+750) y la desembocadura en el Océano Pacífico (K96+400). Los datos de este

trabajo fueron suministrados directamente por el profesor asesor y autor del trabajo de “Modelación de la calidad del agua del Río Grande de Tárcoles” (Camacho-OPS-AyA, 2003).

#### **1.5.4. Río Subachoque**

La cuenca del Río Subachoque se encuentra situada en el departamento de Cundinamarca, a unos 35 Km al noroccidente de Bogotá, haciendo parte de la cuenca alta del Río Bogotá. El tramo de estudio del Río Subachoque está comprendido entre el Corregimiento de La Pradera (K0+000) y el municipio de Subachoque (K16+400). Los datos originales han sido tomados como parte del proyecto “Metodologías de caracterización hidrológica, hidráulica y de autopurificación de ríos de montaña” (Camacho-Unal, 2006).

### **1.6. RESULTADOS E IMPORTANCIA**

La validación del modelo de decaimiento de patógenos en aguas corrientes tiene importancia en la posibilidad de su aplicación en la modelación de la calidad del agua, lo cual a su vez permite la correcta definición de alternativas de saneamiento y niveles de tratamiento requerido de las fuentes puntuales de contaminantes antes de su vertimiento a un río.

Entre los estudios de calidad del agua se destacan entre otros, la carga patógena vertida a las fuentes receptoras sugiriendo la necesidad de tratamiento o de manejo de las descargas de aguas residuales domésticas e industriales. Las tasas de decaimiento obtenidas son usadas posteriormente para calibrar modelos de calidad cuyo objetivo es el de simular posibles escenarios de tratamiento y recuperación de los cuerpos de agua.

En las últimas tres décadas, se ha presentado un notorio incremento en el uso de modelos matemáticos en el ámbito de la ingeniería para el diseño y la ejecución de proyectos de control de la calidad del agua en los países desarrollados. (National Institute Of Ocean Technology, 2004). El presente trabajo pretende hacer un aporte al estado del arte actual, suministrando valores correspondientes a las tasas de decaimiento para

algunos ríos de características diferentes, promoviendo así la profundización en la determinación de la capacidad de autopurificación de algunos ríos del trópico.

## 1.7. ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO

La revisión del estado del arte de la modelación de patógenos y métodos de calibración descrita en el **Capítulo II** expone que la modelación de patógenos es esencial para establecer los niveles de contaminación patógena en los cuerpos receptores. Las condiciones ambientales determinan la reproducción o muerte de los coliformes. Los factores que afectan la tasa de decaimiento han sido clasificados en físicos como la foto oxidación, la adsorción, la floculación, la coagulación, la sedimentación y la temperatura; los físicoquímicos como los efectos osmóticos, el pH, la toxicidad química y la potencia redox; y por último los bioquímicos-biológicos que incluyen los niveles de nutrientes, la presencia de sustancias orgánicas, los predadores, los bacteriófagos o virus, las algas y la presencia de materia fecal (Camacho L., Díaz M., 2005).

Para el desarrollo del modelo matemático de decaimiento de patógenos se utiliza la expresión propuesta por Chapra (1997), que incluye la descripción de los factores más influyentes como es el caso de la luz, la salinidad, la mortalidad natural y la sedimentación.

El método adoptado para el análisis de sensibilidad se basa en la metodología de estimación de incertidumbre generalizada (GLUE), que tiene la ventaja de que maneja implícitamente los errores en datos de entrada observados, la no linealidad y las interacciones entre parámetros en las respuestas del modelo, además no es necesario hacer suposiciones acerca del tipo de distribución de los parámetros (Camacho L., Díaz M., 2005).

En el **Capítulo III** Se hace una descripción general de metodología utilizada en la toma de datos, la descripción de los puntos de medición y la fecha en que fue realizada cada campaña. Además se hace referencia a los parámetros de campo de calidad del agua y a los resultados de análisis de laboratorio que tienen importancia en el presente trabajo.

Los resultados de calibración y análisis están contenidos en el **Capítulo IV** donde el resultado de la calibración del modelo es analizado de acuerdo a la descripción del conjunto de gráficas obtenido utilizando la herramienta MCAT, es decir de la interpretación que se hace de la distribución del coeficiente de determinación de Nash  $R^2$  para los parámetros calibrados, de la gráfica de sensibilidad regional del modelo y de la banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE.

Los valores encontrados deben estar dentro de los rangos reportados en la literatura de tal forma que se asegure que el modelo se ajusta a la realidad, por lo tanto se ha realizado una revisión de los resultados de investigaciones anteriores al presente trabajo.

Adicionalmente, se realiza una comparación entre las tasas de decaimiento de patógenos obtenidas para los ríos estudiados, estableciendo algunas similitudes de acuerdo a la geografía y al uso del recurso.

El **Capítulo V** contiene las conclusiones del trabajo de investigación cuyo objetivo es destacar la importancia de la determinación de la tasa de decaimiento como parte de la caracterización microbiológica que se realiza, con el propósito de cuantificar la capacidad de asimilación de la corriente y proponer mecanismos de recuperación y tratamiento eficaces para alcanzar los estándares de calidad requeridos de acuerdo a los usos del agua en la corriente.

La bibliografía está contenida en el **Capítulo VI** donde se encuentran detalles de las fuentes consultadas.

## 2. REVISIÓN DEL ESTADO DEL ARTE DE MODELACIÓN DE PATÓGENOS Y MÉTODOS DE CALIBRACIÓN

### 2.1. PATÓGENOS

En aguas contaminadas, los patógenos son los agentes primarios de la propagación de enfermedades contagiosas. Asociados a la contaminación de agua se subdividen en las categorías que se describen en la Tabla 1:

Tabla 1. Algunos organismos patógenos (Tomado de Chapra, 1997)

Categoría	Descripción	Especies y grupos
Bacteria	Procariotas carentes de un núcleo definido y no contienen clorofila.	<i>Vibrio cholerae</i> <i>Salmonella</i> <i>Shigella</i> <i>Legionella</i>
Virus	Extenso grupo de agentes infecciosos submicroscópicos (10 a 25 nm). Están compuestos por un tipo de ácido nucleico, en el cual contienen la información necesaria para su reproducción. Sin embargo requieren de una célula huésped para vivir.	<i>Hepatitis A</i> <i>Enterovirus</i> <i>Poliovirus</i> <i>Echovirus</i> <i>Coxsackievirus</i> <i>Rotavirus</i>
Protozoarios	Eucariotas unicelulares que se reproducen por fisión.	<i>Giardia lamblia</i> <i>Entamoeba histolytica</i> <i>Cryptosporidium</i> <i>Naegleria fowleri</i>
Helmintos (gusanos intestinales)	Eucariotas pluricelulares considerados como parásitos intestinales.	<i>Nemátodos</i> <i>Schistosoma</i> <i>haematobium</i>
Algas	Extenso grupo de plantas no vasculares. Ciertas especies producen toxinas que si son consumidas en grandes cantidades puede ser peligroso.	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>

#### 2.1.1. Organismos indicadores

Debido a que la medición directa de los patógenos es difícil y/o costosa, la modelación de la calidad del agua se realiza mediante el uso de niveles de organismos indicadores que suponen la presencia de patógenos en el agua residual.

#### 2.1.1.1. Tipos

Los indicadores de bacterias son:

Coliformes totales (CT): Extenso grupo de bacterias anaeróbicas que pueden fermentar la lactosa produciendo gas dentro de un periodo estimado de 48 horas a una temperatura de 35°C. *Escherichia coli* y *Aerobacter aerogenes* son miembros comunes de este género.

Coliformes fecales (CF): Se considera subgrupo de CT y provienen de los intestinos de los animales de sangre caliente. Son medidos mediante una prueba estándar de coliformes totales; como regla general, se estima que los FC son alrededor del 20% de los CT (Kenner 1979).

Estreptococos fecales (EF): Microorganismos patógenos, no muy empleados, que están considerados como otros indicadores.

La relación CF/EF es utilizada para determinar si la fuente de contaminación. En general si  $CF/EF > 4$  se considera que la contaminación es producto de la actividad humana, por otro lado si  $CF/EF < 1$  se identifica como fuente a otros animales de sangre caliente.

#### 2.1.1.2. Concentraciones

Las concentraciones de carga dependen del uso del agua. A continuación se muestran las tasas de producción per cápita de organismos indicadores (Metcalf y Eddy, 1991).

**Tabla 2.** Producción per cápita de bacterias intestinales para animales de sangre caliente (Tomado de Chapra, 1997)

Animal	CT	CF	EF	CF/EF
	(10 <sup>6</sup> número per cápita <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )			
Hombre	100,000-400,000	2,000	450	4.4
Pollo		240	620	0.4
Vaca		5,400	31,000	0.2
Cerdo		8,900	230,000	0.04
Oveja		18,000	43,000	0.4

**Tabla 3.** Concentraciones estándar para CT y CF (Tomado de Chapra, 1997)

Uso	CT (No./100mL)	CF (No./100mL)
Consumo humano	0	0
Camaronería	70	14
Pesca	1000-5000	100-1000
Recreación	1000-5000	100-1000

## 2.2. MODELO DE TRANSPORTE DE ZONA MUERTA AGREGADA (ADZ)

El modelo de la zona muerta agregada (Beer y Young, 1983) está representado por una ecuación diferencial ordinaria caracterizada por parámetros temporales con claro significado físico. En el modelo ADZ, el tramo de un río se considera como un sistema incompletamente mezclado en el cual se conceptualiza que el contaminante disuelto sufre advección pura y dispersión longitudinal. La advección pura se caracteriza mediante un parámetro temporal explícito de retraso – advectivo del frente de concentración  $\tau_s$ . La dispersión se modela en forma agregada en la zona de mezcla activa la cual está caracterizada por el tiempo de residencia ADZ agregado  $T_r$ . El tiempo total de viaje del soluto en el tramo ( $\bar{t}_s$ ), está definido por el tiempo de retraso advectivo del frente de concentración y el tiempo de residencia en la zona de mezcla activa (Camacho y Lees, 2000).

$$\bar{t}_s = T_r + \tau_s \quad [1]$$

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

$$\frac{dN(t)}{dt} = \frac{1}{t_s - \tau_s} \cdot (N_u \cdot (t - \tau_s) - N(t)) \quad [2]$$

Donde,  $N(t)$  es la concentración del soluto en el extremo de aguas abajo del tramo; y  $N_u$  es la concentración conocida a la entrada o extremo de aguas arriba del tramo. Los

parámetros temporales pueden transformarse en velocidades características de transporte del soluto a lo largo del tramo de longitud  $L$ . La velocidad a la cual se mueve el centroide de la distribución del soluto puede escribirse como,

$$u_s = \frac{L}{t_s} \quad [3]$$

Y la velocidad, más rápida, a la cual se mueve el frente de concentración de la distribución como (Camacho, 2000),

$$u_{s \max} = \frac{L}{\tau_s} \quad [4]$$

Estas expresiones revelan que la representación exitosa de los procesos de mezcla longitudinal en el modelo ADZ está probablemente relacionada con la incorporación del efecto de velocidad no – uniforme en el sección transversal que domina la dispersión de contaminantes o solutos en ríos (Camacho y Lees, 2000).

En ríos sujetos a procesos de mezcla en zonas muerta o almacenamiento temporal, la velocidad efectiva de transporte de soluto,  $u_s$ , es menor que la velocidad media del flujo  $u$ , debido a la retención del soluto en la zona muerta o de almacenamiento, y ésta, puede representarse aproximadamente como,

$$u_s = \frac{u}{1 + \beta} \quad [5]$$

Donde,  $u$  es la velocidad media del flujo y  $\beta$  es el parámetro de velocidad relativa de transporte, en el cual bajo condiciones de mezcla completa en la sección transversal, depende del cociente entre el área transversal de la zona de almacenamiento temporal  $A_s$  y el área de la sección transversal del canal principal  $A$ ,

$$\beta = \frac{A_s}{A}$$

[6]

El coeficiente  $\beta$  es el parámetro de calibración del modelo de transporte en el presente trabajo.

### 2.3. CINÉTICA DE COLIFORMES

La desaparición de las bacterias se ha aproximado mediante la cinética de primer orden (Bowie, 1985), luego el modelo de coliformes (ADZ reacción) se representa mediante la siguiente expresión (Lees *et al.*, 1998):

$$\frac{dN}{dt} = \frac{1}{\bar{t}_s - \tau} \left[ e^{-k\tau} N_u - N \right] - kN \quad [7]$$

Donde,  $N$  es la concentración del soluto en el tramo;  $\bar{t}_s$  es el tiempo total de viaje del soluto en el tramo;  $\tau$  es el tiempo de retraso del soluto;  $k$  es la tasa de decaimiento;  $N_u$  es la velocidad del soluto.

Cuya solución es bajo condición de estado estable, es decir  $\frac{dN}{dt} = 0$  es:

$$N = \frac{\frac{1}{\bar{t}_s - \tau} \left[ e^{-k\tau} N_u \right]}{(\bar{t}_s - \tau)^{-1} + k} \quad [8]$$

Se recomienda el modelo hidrológico multi – lineal discreto de retraso y tránsito de crecientes en canales (MDLC, Multilinear Discrete Lag – Cascade method of channel routing, Camacho y Lees, 1999), considerado un modelo integrado que acopla el modelo ADZ con un modelo hidrológico o hidráulico (Torres y Camacho, 2008).

La constante total de la tasa de decaimiento ( $k$ ) puede ser representada como la suma de las contribuciones de los factores que la afectan (Chapra, 1997):

$$k = k_{b1} + k_{bi} + k_{bs} \quad [9]$$

Donde  $k$  = tasa de decaimiento total ( $d^{-1}$ )

$k_{b1}$  = tasa de mortalidad natural y por salinidad ( $d^{-1}$ )

$k_{bi}$  = tasa de pérdida debido a la radiación solar ( $d^{-1}$ )

$k_{bs}$  = tasa de pérdida por sedimentación ( $d^{-1}$ )

### 2.3.1. Mortalidad natural y Salinidad

La expresión matemática utilizada para calcular la tasa de mortalidad base para los coliformes totales tiene una fuerte dependencia de la temperatura además de la salinidad del medio (e.g. Mancini, 1987, Thomann y Mueller, 1987):

$$k_{b1} = (0.8 + 0.006 \cdot P_s) 1.07^{T-20} \quad [10]$$

donde  $P_s$  = Porcentaje del agua de mar;  $T$  = Temperatura, °C

Si se asume que el agua del mar tiene una salinidad de 30 a 35 ppt, la ecuación [10] puede ser escrita como (Chapra, 1997):

$$k_{b1} = (0.8 + 0.02 \cdot S) 1.07^{T-20} \quad [11]$$

donde  $S$  = salinidad, ppt o g/L

### 2.3.2. Radiación solar

La tasa de pérdida bacterial debido al efecto de la luz puede ser representada como (Thomman y Mueller, 1987):

$$k_{bi} = \alpha \cdot \bar{I} \quad [12]$$

donde  $\alpha$  = constante de proporcionalidad para un organismo específico,  $\text{cm}^2/\text{cal}$ ;  $\bar{I}$  = energía lumínica a la altura promedio,  $\text{ly/h}$ ,  $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{h}$ .

Utilizando los datos de Gameson y Gould (1974), Thomman y Mueller (1987) concluyeron que  $\alpha$  es aproximadamente uno.

La extinción de luz para una capa de agua bien mezclada puede ser modelado como un decaimiento exponencial representado por la ley de Beer-Lambert (Chapra, 1997):

$$I(z) = I_0 \cdot e^{-k_e \cdot z} \quad [13]$$

Donde  $I(z)$  = energía lumínica a la profundidad  $z$ ,  $\text{ly/h}$ ,  $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{h}$ ;  $I_0$  = energía lumínica superficial,  $\text{ly/h}$ ,  $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{h}$ ;  $k_e$  = coeficiente de extinción o atenuación por unidad de longitud,  $\text{m}^{-1}$ ;  $z$  = profundidad,  $\text{m}$ .

El coeficiente de extinción es función de la cantidad de material particulado y del color del agua. Este puede ser relacionado con los sólidos suspendidos totales (SST),  $m$  (Di Toro *et al.*, 1981):

$$k_e = b \cdot m \quad [14]$$

Donde  $b$  es el coeficiente de proporcionalidad entre los sólidos suspendidos (SST) y el coeficiente de extinción lumínica, y es objeto de calibración en el presente trabajo de acuerdo a los datos disponibles.

La luz promedio para la capa puede ser estimada mediante la integración de la ecuación [12] respecto a la profundidad  $H$ , asumiendo mezcla vertical uniforme (Bowie, 1985):

$$\bar{I} = \frac{I_0}{k_e \cdot H} (1 - e^{-k_e \cdot H}) \quad [15]$$

La ecuación [15] al sustituirse en la ecuación [12], da como resultado:

$$k_{bi} = \frac{\alpha \cdot I_0}{k_e \cdot H} (1 - e^{-k_e \cdot H}) \quad [16]$$

### 2.3.3. Sedimentación

Las pérdidas de sedimentación dependen de cuantos organismos son adheridos a las partículas. Para modelar este proceso es necesario hacer una discriminación entre la cantidad de bacterias flotantes y adheridas a los sedimentos.

$$N = N_w + N_p \quad [17]$$

Donde  $N$  = concentración de bacterias en el agua, NMP/100mL;  $N_w$  = concentración de bacterias flotantes, NMP/100mL;  $N_p$  = concentración de de bacterias que son adheridas a las partículas, NMP/100mL.

La cantidad de bacterias en las partículas es expresada en función de la concentración de masa específica,  $r$  (NMP/g). Entonces la concentración de bacterias adheridas en las partículas puede ser expresada como:

$$N_p = 10^{-4} r \cdot m \quad [18]$$

donde  $m$  = concentración de sólidos suspendidos (mg/L).

La tendencia de las bacterias a adherirse a las partículas es también representada por un coeficiente de partición lineal,  $m^3/g$  (Chapra, 1997),

$$k_d = 10^{-4} \frac{r}{N_w} \quad [19]$$

Si el proceso de adsorción y desprendimiento entre la bacteria y la partícula se produce rápidamente, se asume un equilibrio local. Las ecuaciones [18] y [19] pueden ser remplazadas en la ecuación [17] para finalmente obtener,

$$N_w = F_w \cdot N \quad [20]$$

donde  $F_w$  = fracción de las bacterias flotantes,

$$F_w = \frac{1}{1 + k_d \cdot m} \quad [21]$$

La ecuación [20] puede ser sustituida en la ecuación [17] y resuelta para,

$$N_p = F_p \cdot N \quad [22]$$

donde  $F_p$  = fracción de las bacterias que son adheridas a las partículas,

$$F_p = \frac{k_d \cdot m}{1 + k_d \cdot m} \quad [23]$$

Si la velocidad de sedimentación de las partículas es  $v_s$  (m/d), la pérdida debida de la sedimentación puede ser expresado como:

$$k_{bs} = F_p \frac{v_s}{H} \quad [24]$$

#### 2.3.4. Tasa de pérdida total

Sustituyendo las ecuaciones [12], [17] y [24] en la ecuación [9] resulta la tasa de decaimiento total expresada de la siguiente forma (Chapra, 1997):

$$k = \underbrace{(0.8 + 0.02 \cdot S) \cdot 1.07^{T-20}}_{\text{Mortalidad natural y salinidad}} + \underbrace{\frac{\alpha \cdot I_0}{k_e \cdot H} \cdot (1 - e^{-k_e \cdot H})}_{\text{Radiación solar}} + \underbrace{F_p \cdot \frac{v_s}{H}}_{\text{Sedimentación}} \quad [25]$$

La ecuación [25] en función de los parámetros objeto de calibración ( $b$ ,  $k_d$ ,  $v_s$ ) queda de la siguiente manera:

$$k = (0.8 + 0.02 \cdot S) \cdot 1.07^{T-20} + \frac{\alpha \cdot I_0}{(b \cdot m) \cdot H} \cdot (1 - e^{-(b \cdot m) \cdot H}) + \left[ \frac{k_d \cdot m}{1 + k_d \cdot m} \right] \cdot \frac{v_s}{H} \quad [26]$$

Donde  $S$  = salinidad, ppt o g/L;  $T$  = Temperatura, °C;  $\alpha$  = constante de proporcionalidad para un organismo específico,  $\text{cm}^2/\text{cal}$ ;  $I_0$  = energía lumínica superficial, ly/h,  $\text{cal}/\text{cm}^2/\text{h}$ ;  $b$  = coeficiente de proporcionalidad entre los sólidos suspendidos (SST) y el coeficiente de extinción lumínica;  $m$  = sólidos suspendidos totales (SST);  $H$  = profundidad del canal, m;  $k_d$  = coeficiente de partición lineal,  $\text{m}^3/\text{g}$ ;  $v_s$  = velocidad de sedimentación de las partículas, m/d.

## 2.4. MODELACIÓN DE PATÓGENOS

La modelación de coliformes es una de las principales fuentes para establecer el nivel de contaminación por agentes patógenos. Su aplicación se hace mediante la simulación de decaimiento de los niveles de coliformes en función de la carga inicial y de la tasa de desaparición, la cual es a su vez función de la distancia o tiempo de viaje desde la fuente bajo la influencia de condiciones ambientales como temperatura, salinidad e intensidad de luz (Bowie *et al.*, 1985).

### 2.4.1. Factores que afectan la tasa de decaimiento

Luego de ocurrida una descarga en un cuerpo de agua, las condiciones ambientales determinan la extensión en la cual ocurrirá la muerte o regeneramiento de los coliformes. Por ejemplo ocasionalmente, las concentraciones de coliformes fecales y estreptococos

se encuentran en crecimiento, sin embargo, esto puede ocurrir debido a la disgregación de los cúmulos de organismos. Otro tipo de organismos, pueden aumentar en número en aguas naturales donde las condiciones así lo dispongan (e.g. Lombardo, 1972, Mitchell y Chamberlin, 1978).

Los factores pueden ser clasificados en tres categorías: físicos, fisicoquímicos y bioquímico – biológicos. Los factores físicos que pueden afectar la población de coliformes en aguas naturales, provocando un aparente incremento o decrecimiento en la tasa de decaimiento de patógenos son: Foto – oxidación, adsorción, floculación, coagulación, sedimentación y temperatura.

La tasa de decaimiento,  $k$ , es función de variables cuyos efectos aun no están bien definidos. Chamberlin y Mitchell (1978) argumentan que la radiación solar es uno de los más importantes factores; resulta difícil establecer una relación estadística significativa entre la tasa de decaimiento de coliformes y los factores que intervienen, sin embargo la relación entre la intensidad de luz y la tasa de decaimiento si puede ser demostrada (Bowie *et al*, 1985).

La adsorción, la coagulación y la floculación pueden afectar la tasa de decaimiento de coliformes, sin embargo hay pocos datos disponibles. La adsorción se refiere a la adhesión de los organismos coliformes a las partículas en suspensión. La coagulación se refiere a la coalescencia de la bacteria en cúmulos y la floculación se refiere a la formación de agregados no compactados incorporado mucha agua.

La sedimentación consiste en la precipitación de las bacterias particuladas y los agregados. La tasa de decaimiento puede ser materialmente influenciada por la sedimentación, pero la magnitud y la dirección de la tasa de cambio no está bien definida. El mecanismo de desaparición aparente como consecuencia de la sedimentación consiste en la remoción simple de microorganismos presentes en la columna de agua que es transferida a otro compartimiento físico denominado bentos. Es decir que una reducción en los niveles de coliformes en la columna de agua simplemente significa un incremento de este nivel en los bentos.

La temperatura influye en la mayoría de los factores físicos, fisicoquímicos y bioquímico – biológicos, especialmente modifica la tasa de decaimiento en aguas frescas y en la oscuridad (Bitton y Lantrip, 1987).

#### 2.4.2. Métodos de calibración objetiva

Metodología de estimación de incertidumbre generalizada, GLUE (Beven y Binley, 1992)

Generalized Likelihood Uncertainty Estimation methodology, por sus siglas en inglés

La metodología de estimación de incertidumbre generalizada, GLUE, fue desarrollada como una extensión del método de análisis de sensibilidad generalizado (Generalised Sensitivity Analysis, GSA). Dicha metodología se aplica mediante la ayuda de una herramienta avanzada de análisis desarrollada en MATLAB® que permite el análisis de simulaciones de Monte-Carlo (Monte-Carlo Analysis Toolbox, MCAT, Lees y Wagener, 2000).

La metodología GLUE es interesante pues presenta varias ventajas sobre métodos estadísticos tradicionales de estimación paramétrica (Camacho, 2006):

- ~ No es necesario hacer suposiciones de distribuciones al determinar límites de confianza o de predicción.
- ~ La no linealidad y las interacciones entre parámetros en las respuestas del modelo se manejan implícitamente en la metodología GLUE, la cual se centra en grupos de parámetros y no en parámetros individuales.
- ~ Los errores en datos de entrada observados se manejan también en forma implícita (Beven y Binley, 1992). En métodos tradicionales de optimización usualmente se asume que los errores son variables aleatorias con media cero y varianza común  $\sigma^2$ , y que los errores no están correlacionados, (*i.e.* covarianza  $(e_i, e_j) = 0, i \neq j$ ). Adicionalmente se asume que los errores son independientes y siguen una distribución normal. En la metodología GLUE no es necesario hacer ninguna de éstas suposiciones.
- ~ Mediante la herramienta MCAT los resultados de simulaciones de Monte-Carlo se pueden utilizar para estimar la incertidumbre basada en la metodología GLUE y

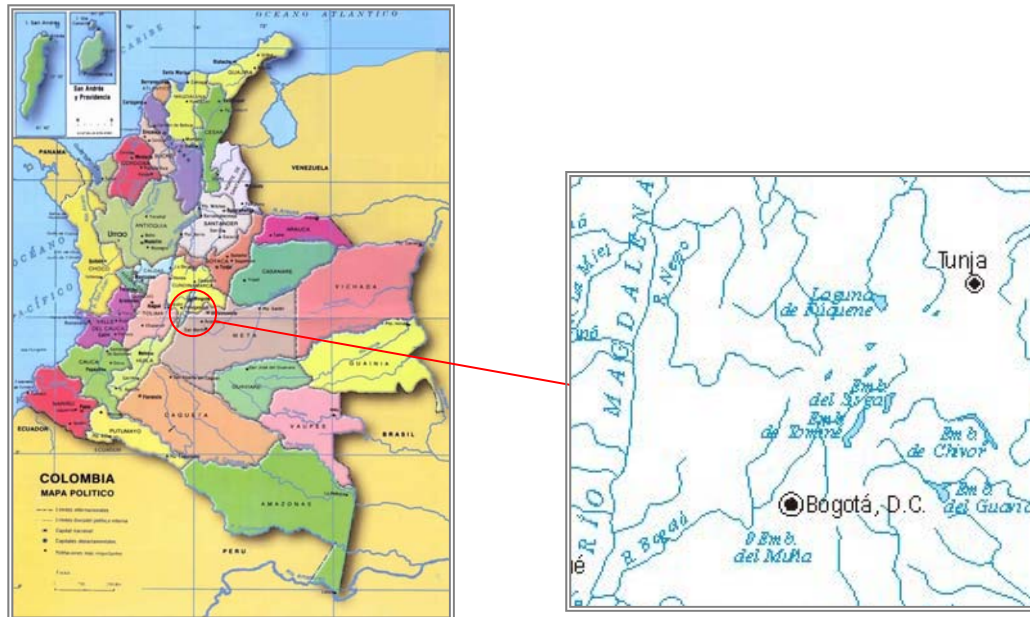
producir gráficas de la respuesta del modelo con límites de confianza asociados, e.g. percentiles 5% y 95%.

Adicionalmente, en la herramienta MCAT la estimación de los parámetros del modelo se puede examinar parcialmente usando diagramas de dispersión, del inglés “scatter” o “dotty plots”, en las cuales los parámetros individuales de cada realización de Monte Carlo se grafican contra los valores de la función objetivo (o la medida de confiabilidad) evaluada para el ajuste logrado por el modelo en esa simulación a los datos observados. Adicionalmente la sensibilidad de cada parámetro puede analizarse parcialmente usando los conceptos del análisis generalizado de sensibilidad.

### 3. DESCRIPCIÓN BASE DE DATOS

#### 3.1. RÍO BOGOTÁ

Figura 2. Localización Río Bogotá



##### 3.1.1. Resumen de las estaciones de medición

Los muestreos se realizaron en 48 estaciones de medición en la primera etapa del Proyecto de Modelación de la Calidad del Agua del Río Bogotá (Uniandes, EAAB, 2003) (julio – octubre de 2001) ubicadas en las cuencas media y baja principalmente y en 24 estaciones adicionales (total 72 estaciones) durante la segunda etapa del proyecto (abril – julio 2002), que complementaron la caracterización de la calidad del agua del río en toda su longitud.

La configuración final de las estaciones de medición incluye los sitios de descarga con mayor carga contaminante y también los 32 puntos sobre el río intercalados entre descargas. Debido a que se miden caudales y parámetros de la calidad del agua en cada descarga y en las estaciones sobre el río se puede verificar el ajuste del balance hídrico y de masa de determinantes de calidad del agua. Se presentan en algunos

casos inconsistencies en el balance hídrico que en su mayoría se pueden explicar por los bombeos o descargas de agua del/al río hacia o desde las fincas ribereñas.

Los principales efluentes y descargas de aguas residuales identificadas en las cuencas alta y baja son:

*Cuenca alta:* Quebrada Quinchá, quebrada San Pedro y los Ríos Tejar, Sisga y Barandillas (o Balsillas), Río Negro y Río Frío, las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales de los municipios de Chocontá, Suesca, Gachancipá y Tocancipá y las descargas industriales de Agregados Chocontá, Papeles y Molinos, Cervecería Leona y Termozipa.

*Cuenca Baja:* La descarga de la cadena de generación hidroeléctrica en la Guaca, la quebrada Santa Marta, los Ríos Apulo y Calandaima (este último monitoreado solo en las campañas 4 y 5) y las descargas de aguas residuales del municipio de Tocaima.

Figura 3. Esquema de las estaciones y descargas de la Cuenca Alta del Río Bogotá (adaptada de ¿?)

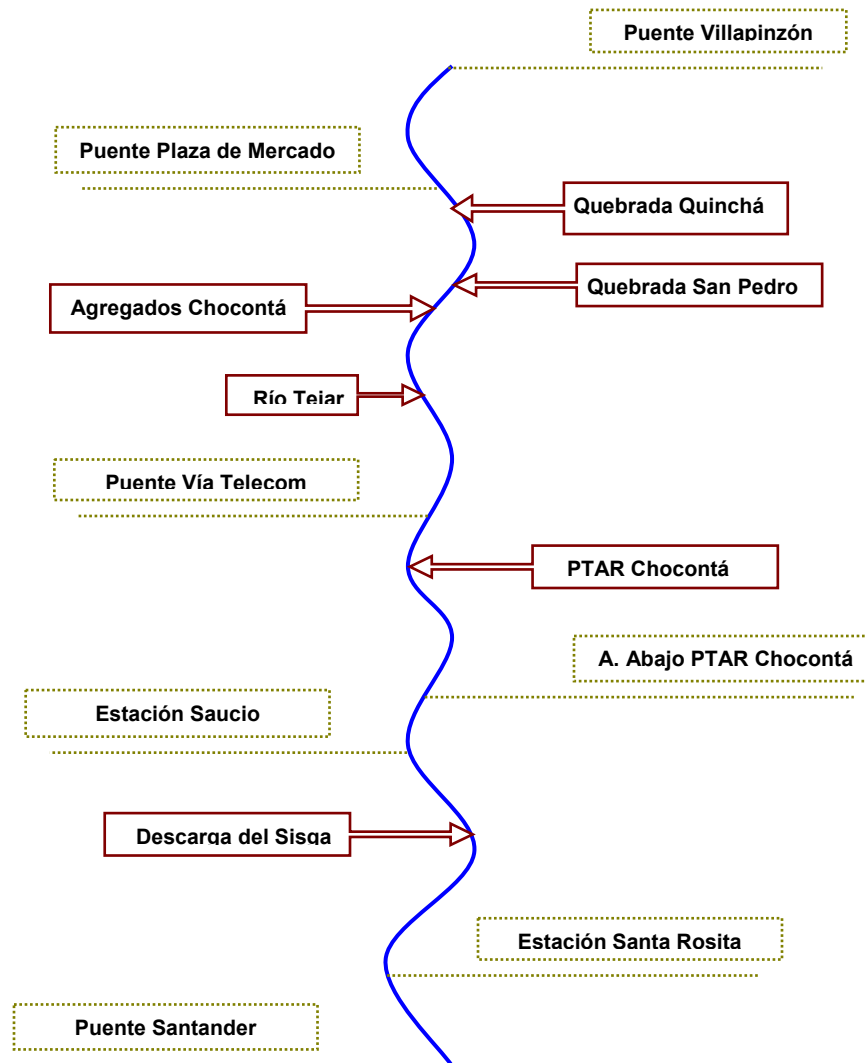
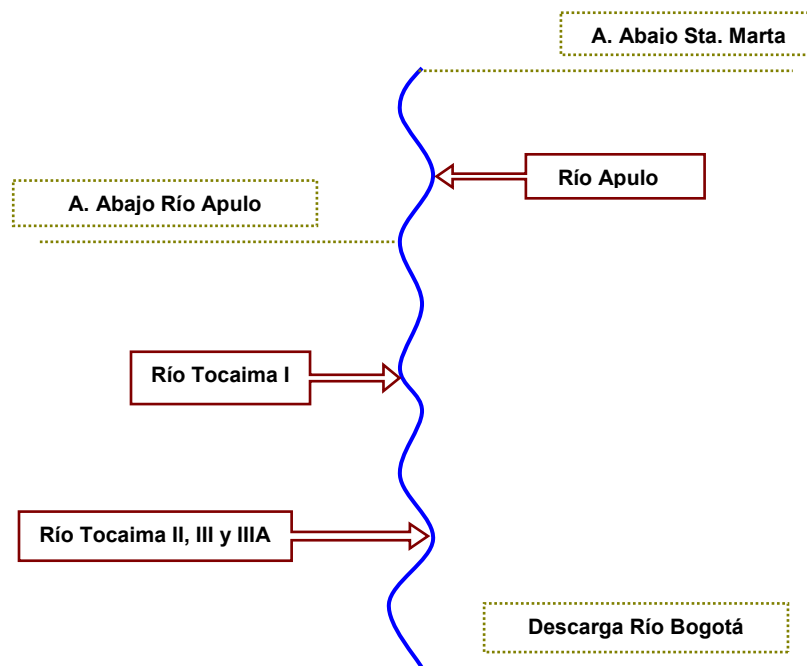


Figura 4. Esquema de las estaciones y descargas de la Cuenca Baja del Río Bogotá (Adpatada de ¿??)



Es importante anotar que las estaciones de medición de los afluentes y descargas están en todos los casos localizadas a una corta distancia de la desembocadura en el Río Bogotá, conociéndose así la carga contaminante que entra en el río con gran certidumbre.

En el presente trabajo se realiza un análisis de la cuenca alta desde la estación 1 (K0+0.0) ubicada aguas arriba del municipio de Villapinzón hasta la estación 14 (K36+670) en Puente Santander, aguas arriba de la PTAR de Suesca. También es objeto de estudio la cuenca baja del río definida por las estaciones correspondientes al Puente La Guaca ubicado en el municipio El Colegio y a la desembocadura del Río Bogotá al Magdalena.

### 3.1.2. Caudales

Se presentaron condiciones hidrológicas bastante diferentes durante las mediciones, incluyendo caudales bajos de tiempo seco y caudales altos de invierno. Los diferentes escenarios hidrológicos registrados permiten, entre otros, analizar claramente el efecto real que tiene la dilución sobre los determinantes de la calidad del agua del río.

La condición de caudales más altos se registró durante la quinta campaña de mediciones en el mes de junio del 2002. Por lo anterior, los datos no se tuvieron en cuenta para la modelación de decaimiento de patógenos.

El aumento del caudal es gradual en la cuenca alta donde se evidencia la regulación ejercida por la operación de los embalses de Sisga, Tominé y Neusa.

En la cuenca baja el Río Bogotá recibe las descargas de las estaciones de generación de energía, y de caudales altos de los Ríos afluentes Calandaima y Apulo, alcanzándose caudales mínimos de 31 m<sup>3</sup>/s en la desembocadura en el Río Magdalena. El factor de dilución registrado en todas las campañas de medición es mayor a 10:1.

### **3.1.3. Determinantes de la calidad del agua medidos en campo**

La temperatura del agua del Río Bogotá tiene un incremento natural con la disminución de la altitud. En la cuenca alta se observan los valores más bajos de temperatura, los cuales oscilan entre 11°C y 22°C, alcanzando los 25°C en la cuenca baja. Durante la campaña 5 se registró una importante disminución de los valores registrados de temperatura, lo cual se puede asociar directamente con el régimen de lluvias registrado en esta campaña.

### **3.1.4. Determinantes de calidad analizados en el laboratorio**

#### *3.1.4.1. Sólidos Suspendedos Totales*

Los mayores valores del parámetro se presentan en la quinta campaña, siendo este el escenario de caudales más altos registrados en el proyecto. Esta campaña se llevó a cabo durante un periodo de fuertes lluvias y altos caudales que generan un efecto de resuspensión de sedimentos del lecho de la corriente.

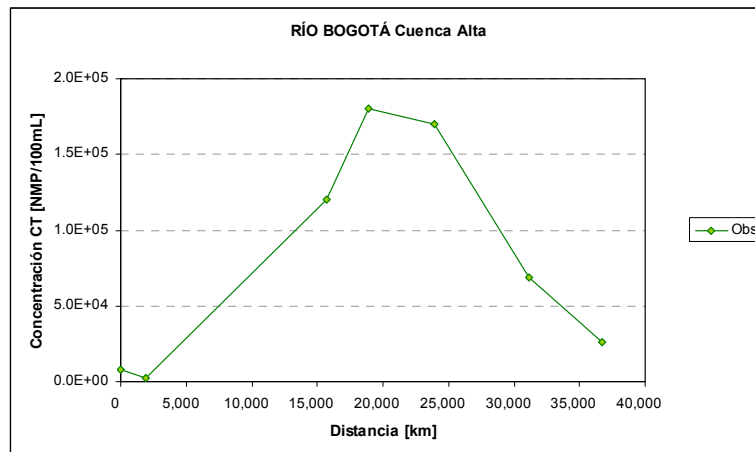
En la cuenca baja se presenta un descenso inicial en la concentración de SST hasta aguas abajo de la descarga del Río Apulo, donde posteriormente se registra en la mayoría de campañas de medición un incremento en la concentración hacia la desembocadura alcanzando valores entre 150 mg/L y 875 mg/L. En esta cuenca las principales cargas contaminantes de SST las constituyen las descargas de aguas residuales del municipio de Tocaima, y las descargas de los Ríos Apulo y Calandaima.

### 3.1.4.2. Coliformes Totales y *Escherichia – coli*

Se observan altos índices de contaminación bacteriológica del Río Bogotá en toda su extensión. Éstos índices son una amenaza para la salud pública de los ribereños en toda la cuenca. Es importante anotar que el efecto de contaminación se mantiene en la cuenca baja y no se presenta remoción sustancial por efectos de degradación natural de las bacterias. Los valores de concentración de patógenos que alcanzan el Río Magdalena son muy altos y presentan un impacto sustancial en esta corriente.

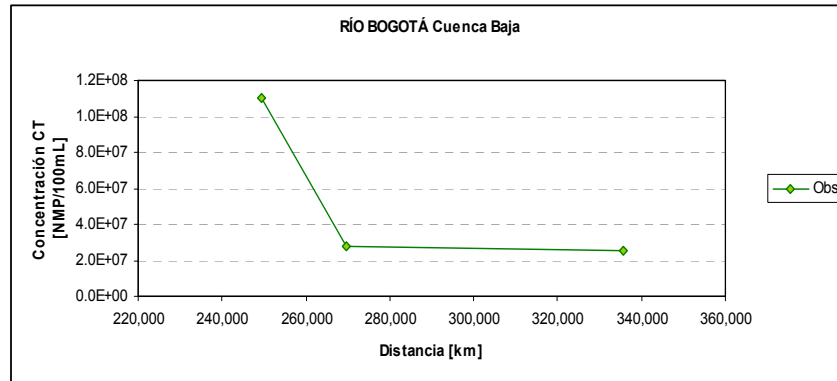
Las concentraciones de coliformes totales en todo el río están por encima de la norma del Decreto 1594 de 1984 de uso para riego con restricciones de 5000 NMP/100mL. Las concentraciones aumentan progresivamente desde la cuenca alta hasta alcanzar la concentración máxima en la parte baja de la cuenca media con valores superiores a 108 NMP/100mL. En la cuenca baja, a pesar de no observarse una degradación natural importante de bacterias, las concentraciones descienden continuamente hasta llegar a la desembocadura en el Río Magdalena con valores por debajo de 107 NMP/100mL.

Figura 5. Concentración Coliformes Totales Río Bogotá Cuenca Alta



ESTACIÓN	DISTANCIA	CT
	[m]	[NMP/100ml]
Pte. Villapinzón	0	7.90E+03
Pte Plaza Mercado	1,930	2.60E+03
Pte Via Telecom	15,720	1.20E+05
A.Abajo PTAR Choconta	18,920	1.80E+05
Est. Saucio	23,920	1.70E+05
Est. Santa Rosita	31,170	6.90E+04
Pte Santander	36,670	2.60E+04

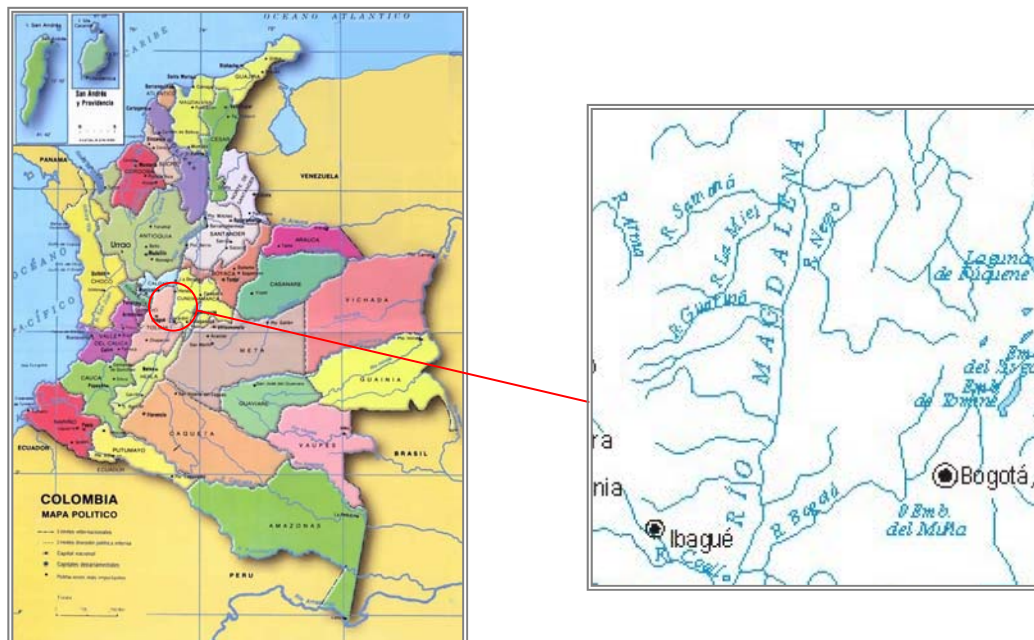
Figura 6. Concentración Coliformes Totales Río Bogotá Cuenca Baja



ESTACIÓN	DISTANCIA	CT
	[m]	[NMP/100ml]
A.Abajo Santa Marta	249,274	1.10E+08
A.Abajo Rio Apulo	269,774	2.80E+07
Desc. Rio Bogota	335,774	2.50E+07

### 3.2. RÍO MAGDALENA

Figura 7. Localización Río Magdalena



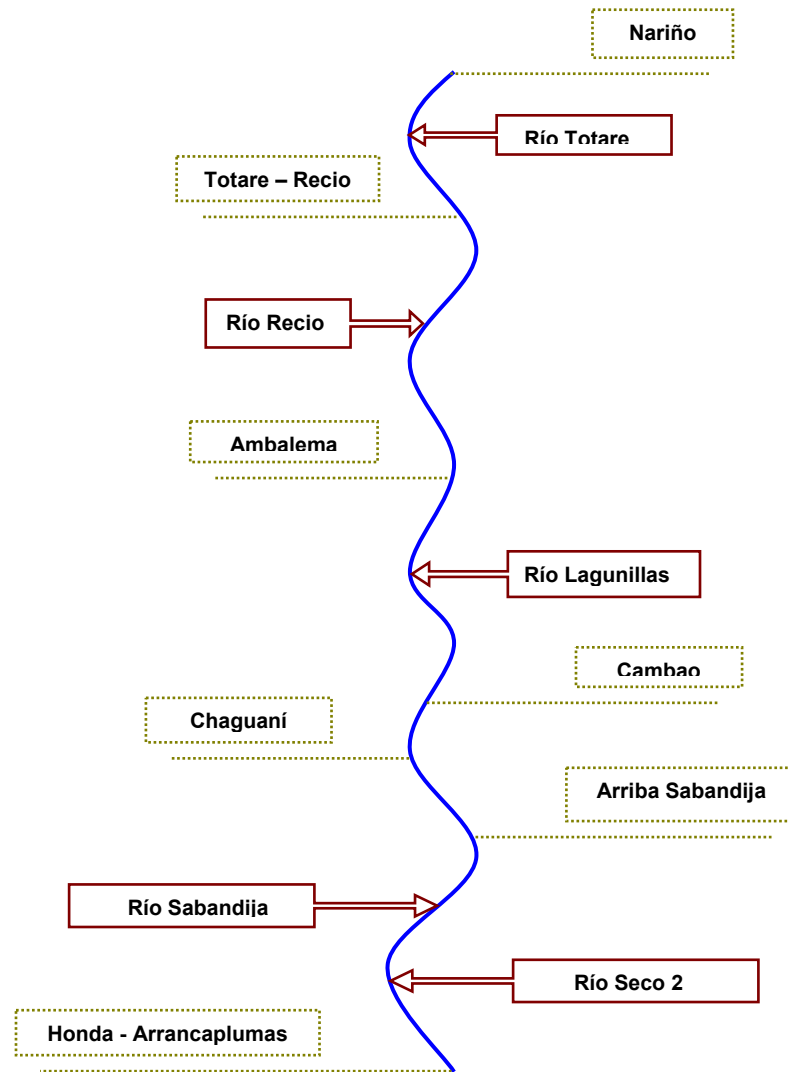
En el marco del contrato 091 – 04 entre la Universidad de los Andes y ACUAGYR S.A. ESP, se adelantó desde el 11 de agosto de 2004 el proyecto de “Modelación de la Calidad del agua del Río Magdalena y caracterización de las aguas lluvias y residuales de Girardot” (Uniandes ACUAGYR, 2005) . El objetivo general del proyecto es el de realizar mediciones de campo para cuantificar y caracterizar las aguas residuales de la ciudad de Girardot y realizar mediciones de la calidad del agua del Río Magdalena que permitan implementar, calibrar y verificar un modelo de calidad del agua que sirva como herramienta de planeación y definición del nivel de tratamiento requerido de las aguas residuales de la ciudad.

Como parte de los estudios técnicos requeridos se consideró importante modelar la calidad del agua del Río Magdalena para evaluar su capacidad de autopurificación debido a la dilución y reaireación, y determinar la carga contaminante que el río está en capacidad de asimilar de acuerdo a los usos del agua aguas abajo con el fin de evaluar posibles alternativas de saneamiento.

La revisión de antecedentes incluyó el estudio del Plan Maestro de Alcantarillado Fases 1 y 2 (AI – Acuagyr, 1999). Entre las principales conclusiones se destaca la evidente contaminación de los Ríos Magdalena y Bogotá como producto de los vertimientos urbanos e industriales antes de la ciudad de Girardot, por lo tanto son corrientes superficiales que superan los límites de calidad exigidos para la destinación a consumo humano y los requerimientos para la preservación de la fauna y flora silvestre. La presencia de organismos indicadores de aguas altamente contaminadas revela un deterioro acelerado y una baja diversidad ecológica ocasionando una importante disminución de la pesca.

El impacto real sobre el Río Magdalena por las descargas del municipio es muy difícil de evaluar, sin embargo es posible afirmar que resulta poco significativa al compararla con el impacto ocasionado por el Río Bogotá; el impacto más importante en la calidad del agua del Río Magdalena está dado para organismos patógenos, coliformes totales y fecales. (Uniandes – EAAB, 2002). Sin embargo después de Girardot el Río Magdalena sufre un deterioro importante de sus condiciones ambientales restringiendo sus usos.

Figura 8. Esquema de las estaciones y descargas de los tramos 2 y 3 del Río Magdalena



### 3.2.1. Resumen de las estaciones de medición

Con el fin de implementar y calibrar el modelo de calidad del agua de Río Magdalena en el tramo de Girardot – Honda se propuso la realización de dos campañas de mediciones de calidad del agua siguiendo la masa de agua que se desplaza hacia aguas abajo de acuerdo a la metodología sugerida por Camacho y DíazGranados (2003). Las dos campañas de mediciones de calidad del agua previstas se realizaron los días 9, 10 y 11 de septiembre de 2004 y los días 28, 29 y 30 de septiembre de 2004.

El abscisado del tramo de estudio inicia en el Río kilómetro 0.0 (Km 0.0) en el Puente de la Variante Melgar – Espinal. La configuración final de las estaciones de medición incluye los sitios de descarga con mayor carga contaminante y también puntos sobre el Río Magdalena intercalados entre descargas. Debido a que se miden caudales y parámetros de calidad del agua en cada descarga y en las estaciones sobre el río se puede verificar ajuste del balance hídrico y de masa de determinantes de calidad del agua.

La selección de las estaciones de medición se hizo identificando los principales afluentes del Río Magdalena, éstos son:

*Tramo 1:* Río Sumapaz, Río Bogotá, las principales descargas de aguas residuales de Girardot las cuales son: Chicalá, La Honda, El Coyal, La Esperanza, dos descargas principales de Flandes y el Río Coello.

*Tramo 2:* Descargas de aguas residuales de Nariño y Guataqui, Río Opia, Río Totare y Río Recio en cercanía con la ciudad de Ambalema.

*Tramo 3:* Descargas de aguas residuales de Ambalema y Beltrán, Río Lagunillas, Río Sabandija y Río Seco en cercanías de la ciudad de Honda.

También se seleccionaron sitios sobre el Río Magdalena aguas arriba y abajo de las descargas. Las estaciones de medición del Río son:

*Tramo 1:* Puente Variante al Espinal, Puente Ospina, Puente del Ferrocarril, sitio conocido como Manso Grande arriba de la desembocadura de Río Coello y la estación limnigráfica de Nariño.

*Tramo 2:* Estación limnigráfica de Nariño, sitio intermedio entre el Río Opia y Río Totare, sitio intermedio entre el Río Totare y Río Recio y la sección aguas arriba de la primera descarga de la ciudad de Ambalema y aguas abajo del Río Recio.

*Tramo 3:* Sección aguas arriba de Ambalema, Puente de la Libertad en la estación limnigráfica de Cambao, sección intermedia entre Chaguaní y Río Sabandija y la estación limnigráfica de Arrancaplumas en la ciudad de Honda.

Es importante anotar que las estaciones de medición de los afluentes y descargas están en todos los casos localizadas a corta distancia de la desembocadura en el Río

Magdalena, conociéndose así la carga contaminante que entra en el río con gran certidumbre.

### **3.2.2. Caudales**

Durante la campaña 1 se presentaron caudales mayores a los observados durante la campaña 2. La semana previa a las mediciones de la campaña 1 se registró un caudal en el Río Magdalena del orden de 600 m<sup>3</sup>/s. Sin embargo el caudal presentó un aumento importante como consecuencia de un las lluvias presentadas en el inicio de la jornada de medición.

Durante la campaña 2 el caudal observado fue más bajo y uniforme durante los tres días de mediciones y no se presentaron lluvias. Las condiciones hidrológicas observadas durante la campaña 2 son por lo tanto de caudal bajo e ideales desde el punto de vista para la calibración del modelo de calidad del agua para condiciones críticas.

### **3.2.3. Determinantes de la calidad del agua medidos en campo**

La temperatura es importante porque afecta la cinética de todos los procesos. La temperatura del Río Magdalena tiene un incremento natural con una disminución de la altitud.

### **3.2.4. Determinantes de calidad analizados en el laboratorio**

#### *3.2.4.1. Sólidos Suspendidos Totales*

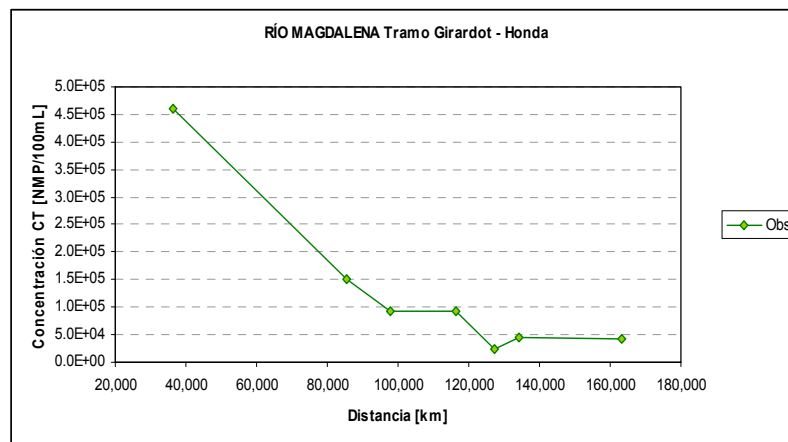
Se observaron los mayores valores de SST durante la campaña 1 de caudales altos en los cuales los efectos de arrastre y resuspensión de sólidos son importantes. Durante la campaña 2 de caudales uniformes la variación de SST es de 70 mg/L a 200 mg/L.

#### *3.2.4.2. Coliformes Totales*

El caso de los coliformes totales es crítico, especialmente para la campaña 1, debido a que no se cumple el estándar de la norma para ninguno de los usos regulados y en ninguno de los sitios de medición. Para las condiciones de la campaña 1 de mediciones se debe inferir que el agua del Río Magdalena no debería utilizarse para los usos de

consumo humano, agrícola y fines recreativos mediante contacto primario ni secundario. En la campaña 2 se cumple el estándar de la norma para los usos menos estrictos en algunos de los puntos de medición. Los sitios de medición entre el Río Totare y el Río Recio, Ambalema (día 2), Cambao y Río Seco cumplen la norma para el uso de consumo humano y doméstico con requerimiento de tratamiento convencional para su potabilización. En el sitio de medición de Río Seco es el único en el cual se cumple el estándar para coliformes totales para los usos agrícolas y fines recreativos mediante contacto secundario. Es importante resaltar que en la mayoría de los casos los valores reportados por el laboratorio se encuentran varios órdenes de magnitud por encima de los valores exigidos por la norma. Es evidente el incumplimiento de los estándares de la norma colombiana para diferentes usos potenciales y actuales del agua a lo largo del tramo que comprende Girardot – Honda.

Figura 9. Concentración de Coliformes Totales Río Magdalena



ESTACIÓN	DISTANCIA	CT
	[m]	[NMP/100ml]
Nariño	36,300	4.60E+05
Totare - Recio	85,525	1.50E+05
Ambalema	97,680	9.30E+04
Cambao	116,450	9.30E+04
D. Chaguani	127,280	2.30E+04
Arriba Sabandija	134,190	4.60E+04
Honda - Arrancaplumas	163,180	4.30E+04

### 3.3. RÍO GRANDE DE TÁRCOLES

Figura 10. Localización Río Grande de Tárcoles



La OPS/OMS en Costa Rica, en el marco de asistencia técnica al Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA) en la preparación de un programa de inversión sectorial, y en particular, en el marco de preparación del Proyecto de Alcantarillado Sanitario del Área Metropolitana de San José (AMSJ), ha considerado importante la realización de la consultoría “Actualización de la modelación matemática de la calidad del agua en algunos Ríos de la Cuenca No. 24” (Camacho-OPS-AyA, 2003) con el fin de actualizar la modelación de la calidad del agua en el sistema de drenaje Virilla- Río Grande de Tárcoles.

#### 3.3.1. Resumen de estaciones de medición

Los muestreos se realizaron en 24 estaciones de medición en julio de 2003 entre el Punto Virilla 1 en San Miguel y la desembocadura del Río Virilla – Grande de Tárcoles en el Golfo de Nicoya.

La configuración final de las estaciones de medición incluye los sitios de descarga con mayor carga contaminante. También se incluyen estaciones sobre el río intercaladas entre

descargas. Debido a que se miden caudales y parámetros de calidad del agua en cada descarga y en las estaciones sobre el río se puede verificar con alta certidumbre el ajuste del balance hídrico y de masa de determinantes de calidad de agua.

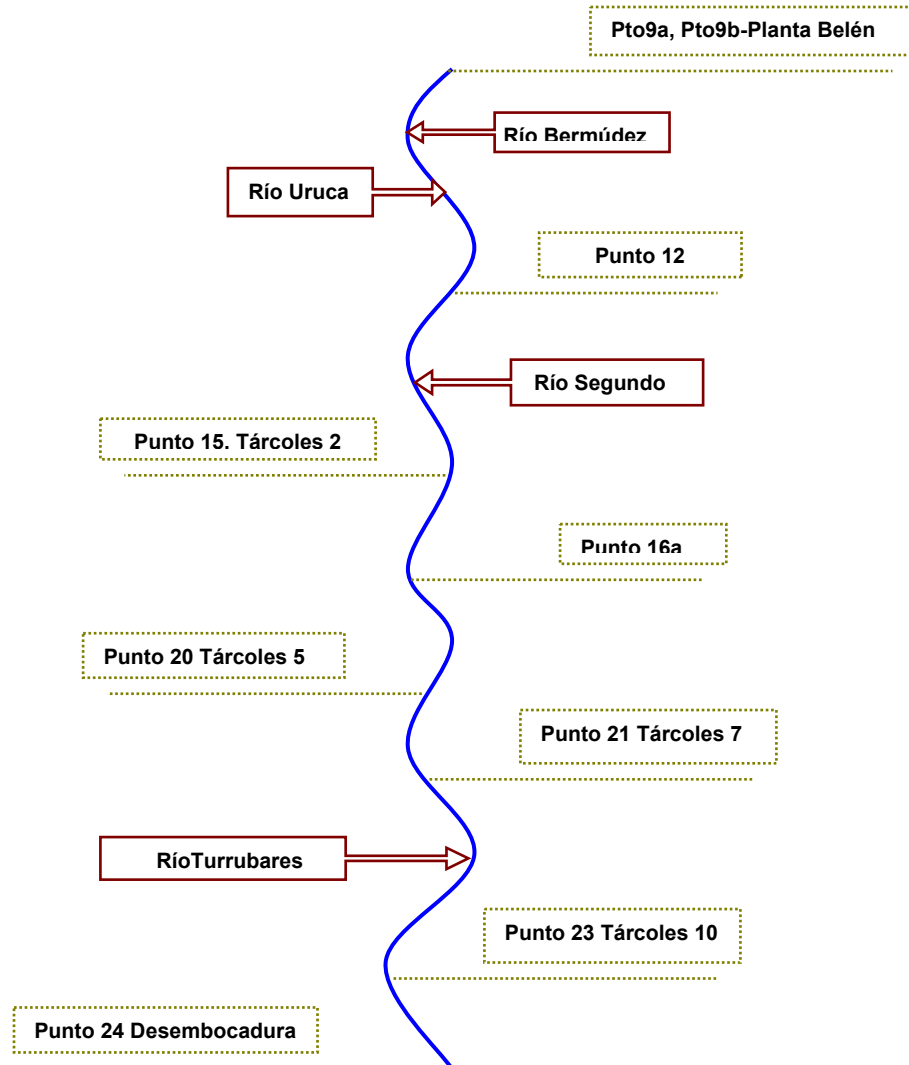
La selección de las estaciones de medición se hizo identificando los principales afluentes del Río y sitios sobre el Río Virilla - Grande de Tárcoles aguas arriba y aguas abajo de las descargas. Los principales afluentes y descargas de aguas residuales modeladas son:

*Cuenca Alta:* Río Tibás, Quebrada Rivera, Río Torres y Río María Aguilar que drenan las aguas residuales de la GAM y confluyen al Río Tiribí afluente directo del Río Virilla inmediatamente aguas abajo de la planta Electrónica.

*Cuenca Media:* Derivación presa Puente Mulas, descarga de la Planta Belén, Río Bermúdez, Río Uruca, derivación embalse Brasil, descarga de la presa Brasil, descarga del Río Segundo en la planta de Nuestro Amo, Quebrada Honda y derivación de las aguas del Río en la Toma Virilla.

*Cuenca Baja:* Río Grande incluyendo la descarga del Río Alajuela y la descarga de la cadena de generación hidroeléctrica de Ventanas Garita que utiliza en la generación de energía agua embalsada en la presa Garita, la toma Virilla y la derivación y trasvase del agua del Río Ciruelas. Aguas abajo de la confluencia Río Grande y Virilla se considera el afluente Río Turrubares.

Figura 11. Esquema de las estaciones y descargas de los tramos 2 y 3 del Río Tárcoles



### 3.3.2. Caudales

Se presentaron condiciones hidrológicas de caudal alto durante las mediciones alcanzándose valores de  $20 \text{ m}^3/\text{s}$  en el Punto Virilla 5 y  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  en la desembocadura. El escenario hidrológico registrado permite, entre otros aspectos, analizar claramente el efecto real que tiene la dilución sobre los determinantes de la calidad del agua del Río Virilla – Grande de Tárcoles.

### **3.3.3. Determinantes de calidad de agua medidos en campo**

La temperatura del agua del Río Virilla - Grande de Tárcoles tiene un incremento natural con la disminución de la altitud.

### **3.3.4. Determinantes de calidad del agua analizados en el laboratorio**

#### *3.3.4.1. Sólidos Suspendidos Totales*

Los valores registrados de 50 mg/L durante los dos primeros días de medición en la masa de agua del Río Virilla son consistentes con niveles que se presentan durante periodos secos sin precipitación. Sin embargo son valores altos en la estación Virilla 1 que pueden indicar niveles altos de erosión en la cuenca alta. Se observa para los SST el mismo comportamiento de sedimentación en el embalse de Puente Mulas el primer día y el aumento de la concentración en el mismo punto al día siguiente por posibles efectos de resuspensión en horas de la mañana. Resaltan los altísimos aportes de las fuentes puntuales de SST de los Ríos Grande y del Turrubares que aumentan la concentración a 200 y 350 mg/L respectivamente.

#### *3.3.4.2. Coliformes Fecales*

Se observan altos índices de contaminación bacteriológica del Río Virilla - Grande de Tárcoles en toda su extensión. Estos índices son una amenaza para la salud pública de los ribereños de toda la cuenca. Es importante notar que al igual que con los metales, el efecto de contaminación se mantiene en la cuenca baja y no se presenta remoción sustancial por efectos de degradación natural de las bacterias, como si ocurre con la materia orgánica y con las diferentes formas de nitrógeno y fósforo. Los valores de concentración de patógenos que alcanzan el Golfo de Nicoya son altos y presentan un impacto sustancial en esta corriente.

Las concentraciones de coliformes totales en todo el Río están por encima de la norma del Decreto Colombiano 1594 de uso para riego con restricciones de 5000 NMP/100mL. Las concentraciones aumentan progresivamente desde la cuenca alta hasta alcanzar la concentración máxima en la parte baja de la cuenca media con valores cercanos a 105NMP/100mL.

En el Río Virilla – Grande de Tárcoles se remueven naturalmente bacterias por la sedimentación en los embalses del sistema hidroeléctrica (ver el efecto de Puente Mulas) y por el efecto de la luz solar en aquellos tramos de baja profundidad o bajo caudal por derivaciones del mismo. Los tramos entre Puente Mulas y Belén, entre la presa Brasil y la descarga de la planta y entre la toma Virilla y la confluencia con el Río Grande (cerca de 14 km) son tramos con alta degradación natural de bacterias. Igualmente por sedimentación en el tramo cerca de la desembocadura hay remoción de bacterias. Es muy importante el aporte puntual del Río Turrubares cerca de la desembocadura porque es difícil su eliminación natural. Esta contaminación puede venir de industrias avícolas y porcinas.

Por otra parte el efecto de dilución no se da para el caso de coliformes. Los altos contenidos de sólidos disueltos y suspendidos de las aguas para caudal alto hacen que los niveles de coliformes sean más altos para estos caudales. Así mismo no se da remoción por el efecto de luz solar para el caso de las aguas más turbias bajo caudal alto. Se puede decir a manera de resumen que los impactos más importantes causados por el Río Grande de Tárcoles en el Golfo de Nicoya, de acuerdo a los resultados registrados en la campaña de medición de julio de 2003, son los de coliformes y sólidos suspendidos.

Figura 12. Concentración Coliformes Fecales Río Tárcoles Tramo 2

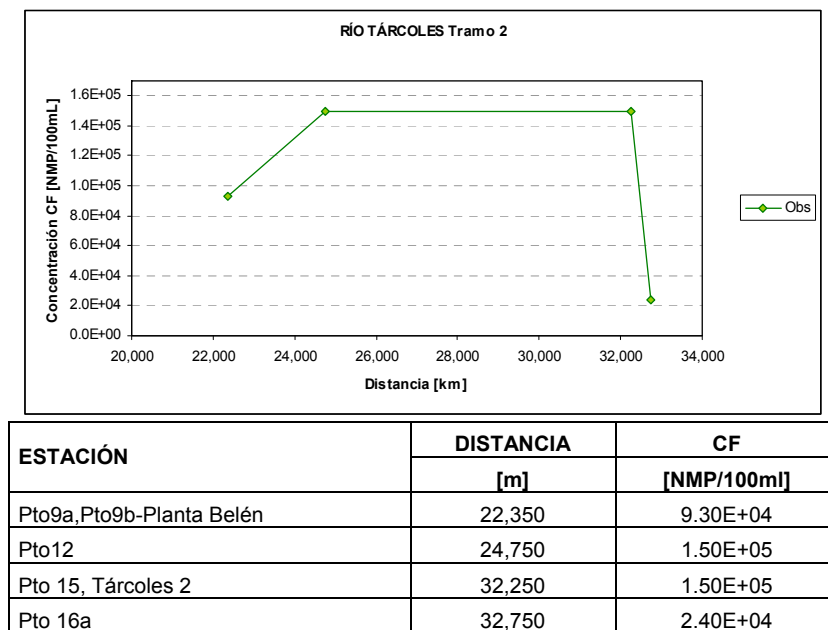
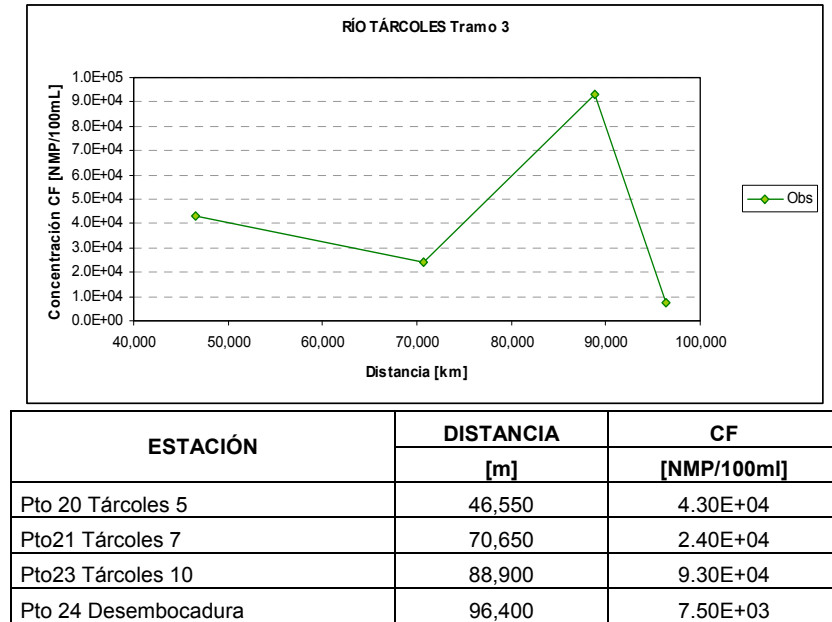
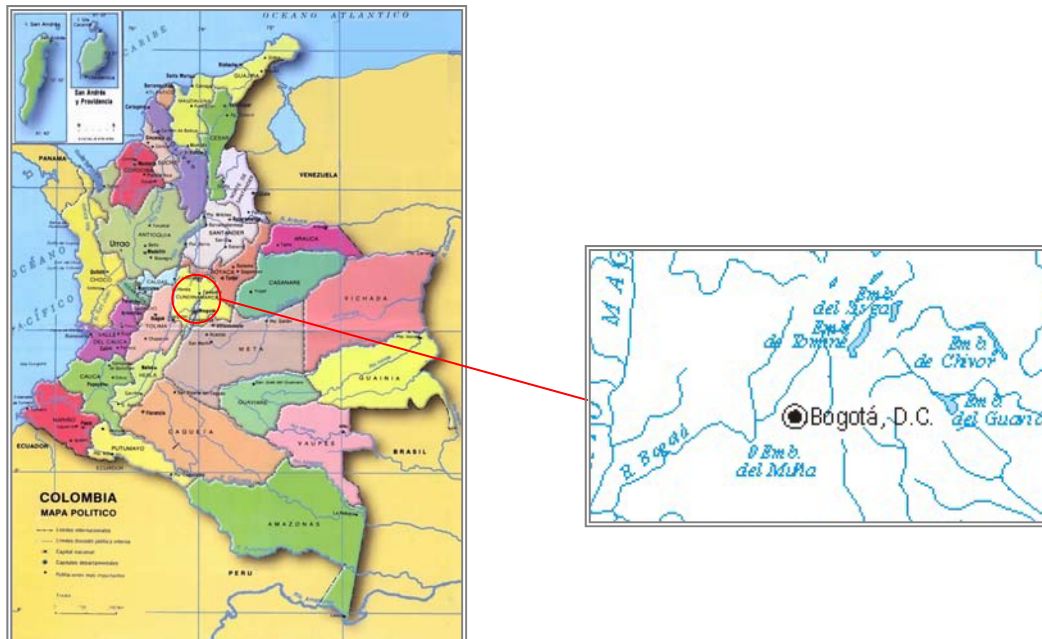


Figura 13. Concentración Coliformes Fecales Río Tárcoles Tramo 3



### 3.4. RÍO SUBACHOQUE

Figura 14. Localización Río Subachoque

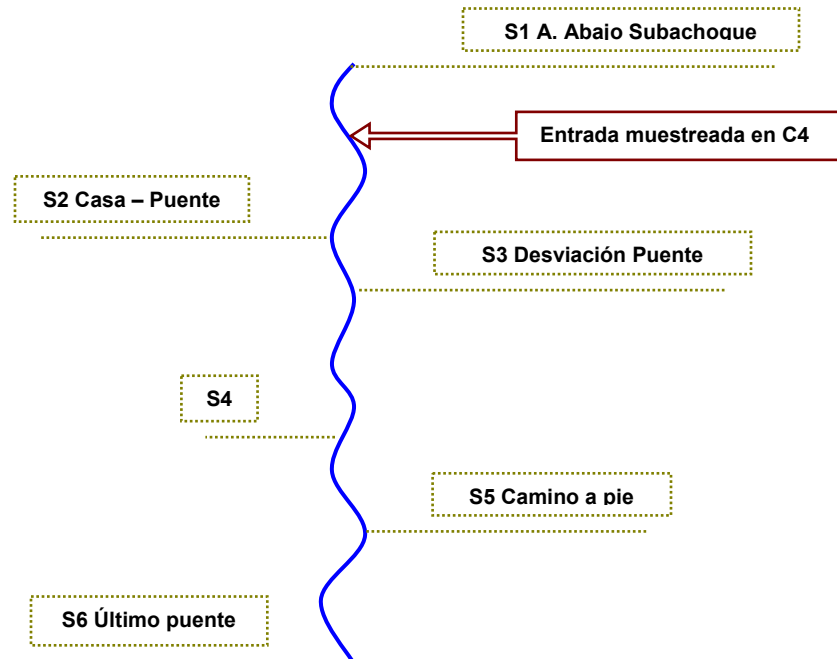


### 3.4.1. Resumen de las estaciones de medición

Los muestreos (Camacho-Unal, 2006) se realizaron en 6 estaciones de medición entre agosto de 2007 y febrero de 2008 entre el punto denominado Aguas abajo La Pradera (S1) y el último puente (S6).

La configuración final de las estaciones de medición no incluye los sitios de descarga de carga contaminante. Sin embargo en la campaña 4 se muestrea una vertiente ubicada entre las estaciones S1 y S2.

Figura 15. Esquema de las estaciones del Río Subachoque



### 3.4.2. Caudales

La condición de caudales más altos se registró durante la primera campaña de mediciones en el mes de agosto de 2007 en comparación con el resto de campañas. Se hace evidente un aumento de caudal entre las estaciones S1 y S2 como resultado de la descarga de la quebrada muestreada en la campaña 4.

### **3.4.3. Determinantes de la calidad del agua medidos en campo**

La temperatura del agua del Río Subachoque tiene un incremento natural con la disminución de la altitud apenas perceptible en la campaña 1. Los valores de temperatura oscilan entre 11.5°C y 16°C y se consideran constantes durante el periodo en el cual se hicieron las campañas de medición.

### **3.4.4. Determinantes de calidad analizados en el laboratorio**

#### *3.4.4.1. Sólidos Suspendidos Totales*

Los mayores valores del parámetro de calidad se presentan en la campaña 1. Esta campaña se llevó en el mes de agosto de 2007.

En la estación S6 Último puente, los valores registrados durante las campañas 1 y 3 se presenta un ascenso notable en la concentración de SST donde se registra un incremento en la concentración alcanzando valores entre 61 mg/L y 59 mg/L.

#### *3.4.4.2. Coliformes Totales*

Las concentraciones de coliformes totales en todo el río están por encima de la norma del Decreto 1594 de 1984 de uso para riego con restricciones y contacto secundario de 5.00 E+03 NMP/100mL, salvo algunos valores registrados en la parte baja de la cuenca de medición durante las campañas 3 y 4. Las concentraciones disminuyen progresivamente desde el primer sitio de medición hasta alcanzar la concentración mínima en la parte baja del tramo de estudio con valores que oscilan entre 5.00 E+03 UFC/100mL y 2.40 E+04 UFC/100mL. Se observa una degradación natural importante de bacterias entre los tramos S1 y S3 en todas las campañas.

Figura 16. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 1

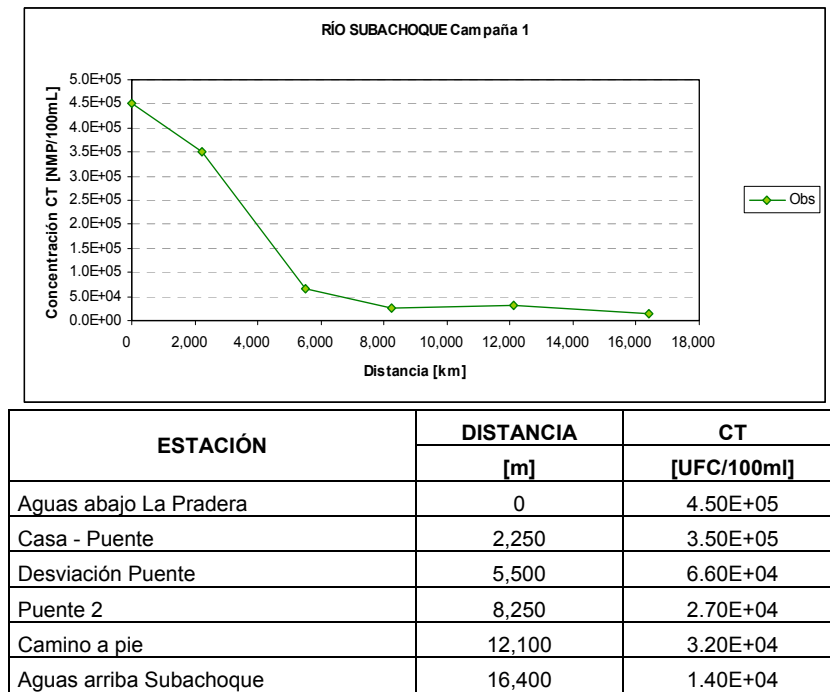


Figura 17. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 2

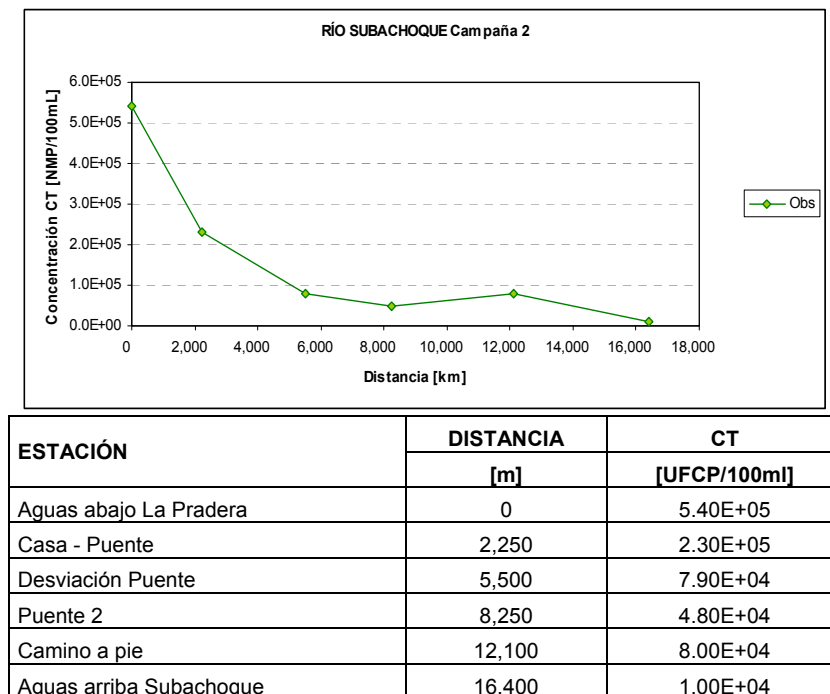


Figura 18. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 3

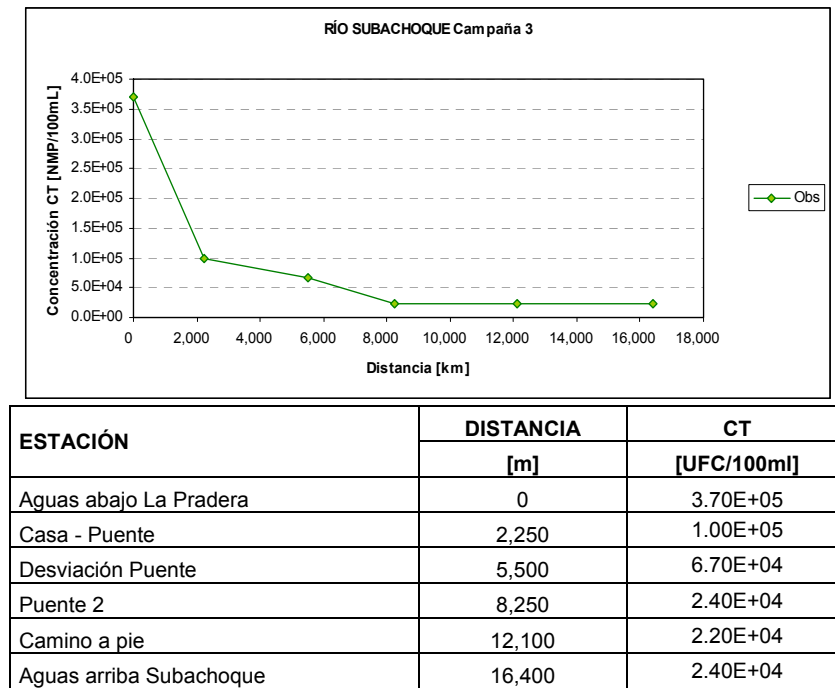
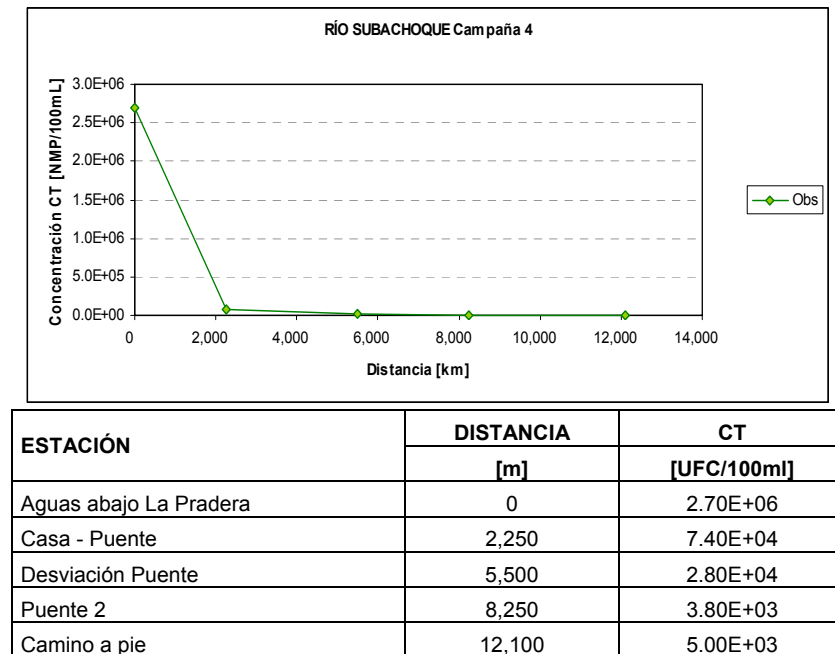


Figura 19. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 4



## 4. CAPÍTULO IV: RESULTADOS DE CALIBRACIÓN Y ANÁLISIS

En la calibración del modelo se utilizó como función objetivo el coeficiente de determinación  $R^2$  (Nash y Sutcliffe, 1970), calculado con los datos observados y modelados de coliformes. Se calcula de acuerdo a la ecuación [27]:

$$1 - R^2 = 1 - \frac{\sigma_m^2}{\sigma_o^2} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (obs_i - mod_i)^2}{\sum_{i=1}^n (obs_i - \overline{obs})^2} \quad [27]$$

Donde:  $\sigma_m^2$  = la varianza de los residuos;  $\sigma_o^2$  = la varianza de los datos observados;  $obs_i$  =  $i$  – ésimo dato de la concentración observada;  $mod_i$  =  $i$  – ésimo dato de la concentración modelada;  $\overline{obs}$  = el dato promedio de concentración observada.

El modelo es satisfactorio en la medida en que el valor de  $1 - R^2$  se aproxime a cero.

La estimación de los parámetros del modelo de patógenos ( $v_s$ ,  $k_d$ ,  $b$ ) y el del modelo hidráulico ( $\beta$ ) se hace mediante la aplicación de la metodología GLUE basada en técnicas de Montecarlo (mediante la herramienta MCAT) desarrollada en un código en MATLAB® el cual genera los parámetros aleatoriamente y luego hace una selección de las mejores simulaciones. Dicha selección se hace utilizando como criterio de error la función objetivo ( $R^2$ ) y a partir de éste análisis se generan diagramas de dispersión y de sensibilidad regional.

### 4.1. SUPERFICIE DE RESPUESTA DEL COEFICIENTE DE DETERMINACIÓN $R^2$

La herramienta MCAT construye gráficas de los niveles de valores de los parámetros en los que el objetivo es lograr que la superficie de respuesta de los parámetros de calibración tenga un mínimo identificable. La función de distribución de la función objetivo

( $R^2$ ) (Dotty Plots Objective Functions, según MCAT) genera gráficas de dispersión de los valores ajustados indicando el valor óptimo (marcado con un cuadro fucsia).

## 4.2. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD REGIONAL

El MCAT denomina a esta función como Regional Sensitivity Análisis y corresponde al análisis de sensibilidad del modelo con respecto a la variación de los parámetros de calibración. Se divide en 10 clases el rango de parámetros de forma tal que el primer grupo de clase es el que contiene los parámetros con mejores indicadores de ajuste. Posteriormente se normaliza el valor del valor de cada clase según la suma total de estos y finalmente se halla el valor acumulado de la normalización que determina el nivel de sensibilidad. Cuando se tienen diferencias notables en las distribuciones acumuladas en las distintas clases, se puede decir que el modelo es sensible a dicho parámetro.

## 4.3. BANDA DE CONFIANZA DE LA INCERTIDUMBRE GENERADA POR LA METODOLOGÍA GLUE

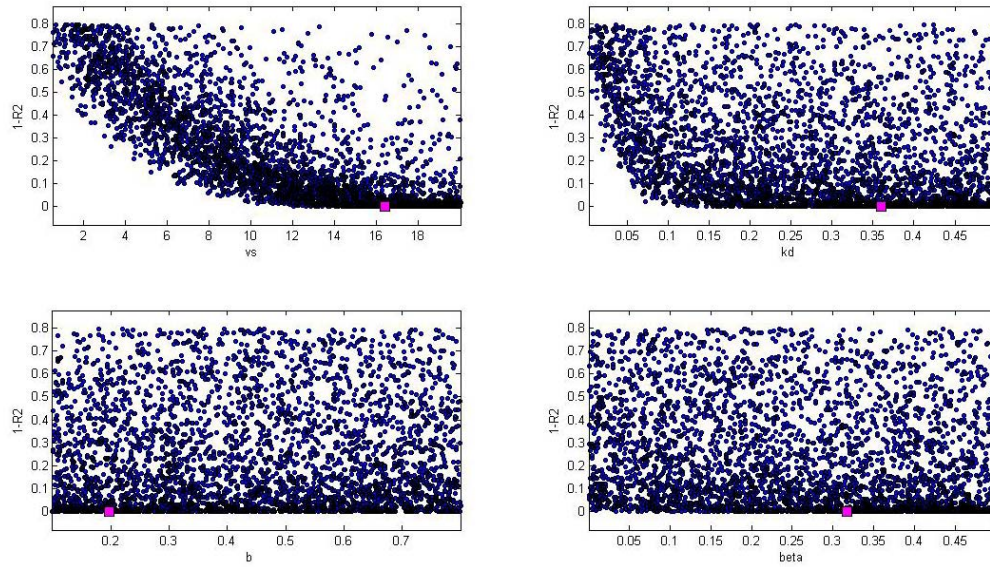
La gráfica resultante describe las posibilidades de simulación del modelo dentro del rango total de parámetros que se tuvieron en cuenta en la calibración y se establece la incertidumbre del mismo. Se genera a partir del percentil 5% y 95% establecidos por las distribuciones acumuladas de las variables de salida del modelo, en este caso la concentración de coliformes.

Se generaron 4000 simulaciones con combinaciones de valores aleatorios dentro del rango asignado para cada parámetro de calibración.

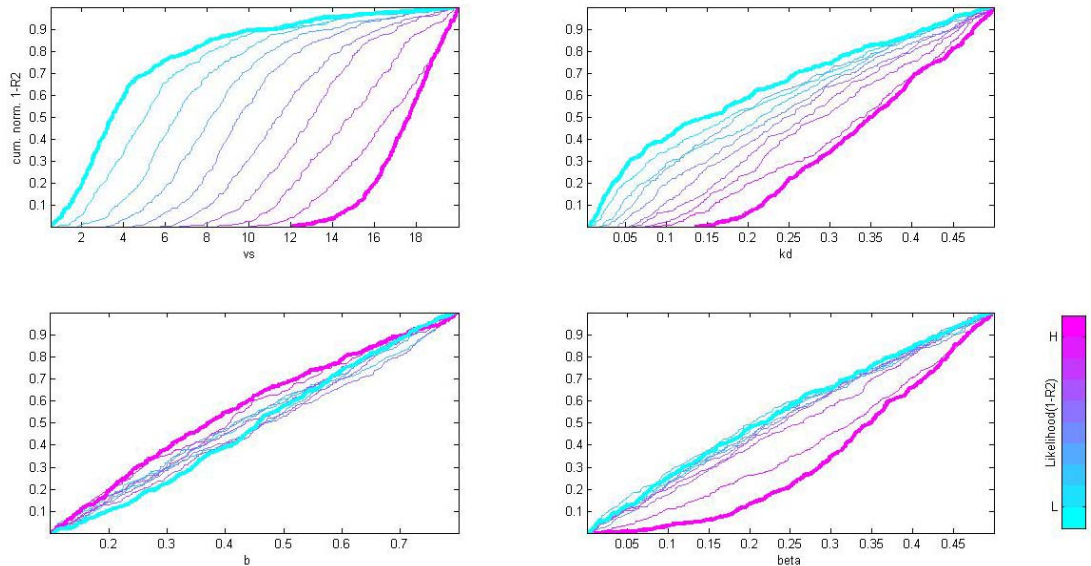
## RÍO BOGOTÁ

### CUENCA ALTA TRAMO VILLAPINZÓN – PUENTE PLAZA DE MERCADO CAMPAÑA 4

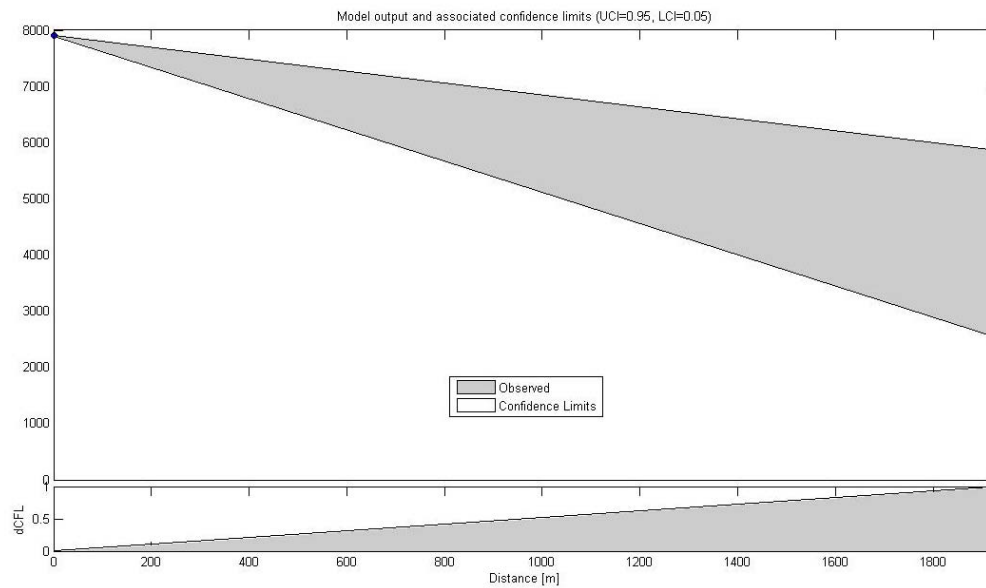
**Figura 20.** Superficie de respuesta del coeficiente de determinación  $R^2$  para los parámetros de calibración – Coliformes Totales



**Figura 21.** Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales



**Figura 22.** Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales



**Tabla 4.** Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Pte. Villapinzón	0,5772
Pte Plaza Mercado	

**Tabla 5.** Parámetros óptimos

$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	$b$	$\beta$	$1-R^2$
18.9457	0.3840	0.2892	0.7454	0.5063

### CUENCA ALTA ESTACIÓN SAUCIO – PUENTE SANTANDER CAMPAÑA 4

Figura 23. Superficie de respuesta del coeficiente de determinación  $R^2$  para los parámetros de calibración – Coliformes Totales

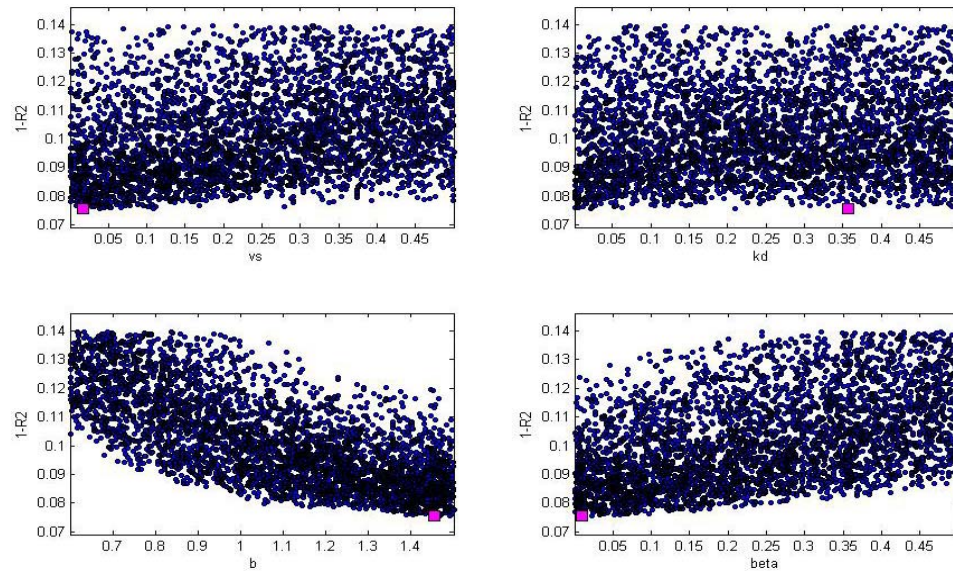


Figura 24. . Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales

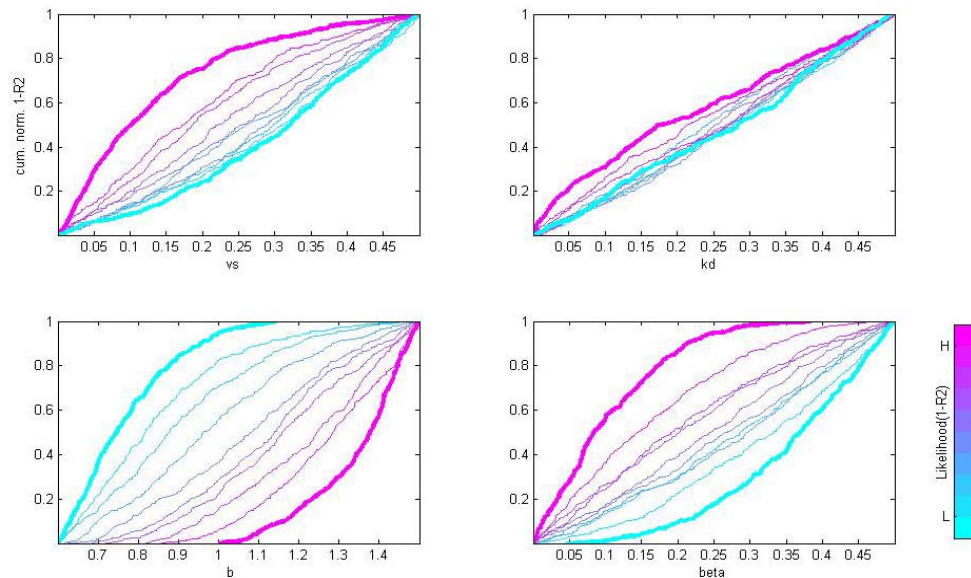


Figura 25. . Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales

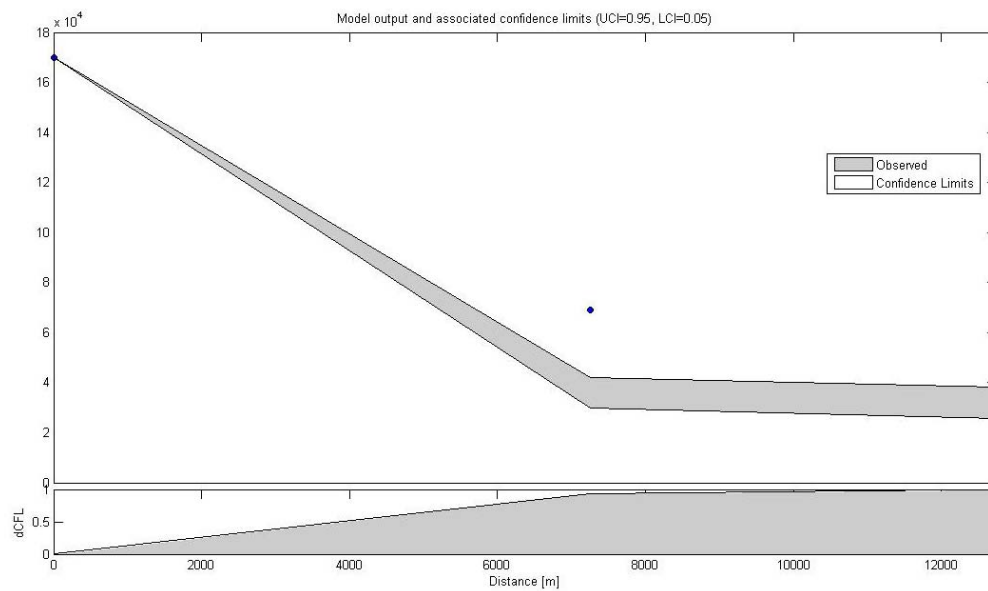


Tabla 6. Tasa de decaimiento

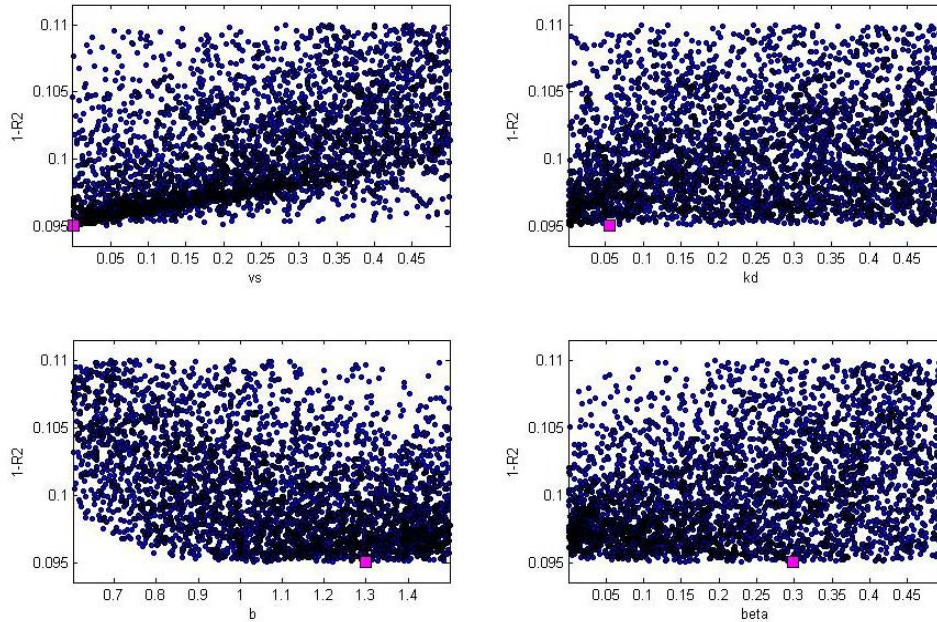
ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Est. Saucio	0,1019
Est. Santa Rosita	
Pte Santander	0,0767

Tabla 7. Parámetros óptimos

$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	$b$	$\beta$	$1-R^2$
0.0314	0.1606	1.4886	0.0039	0.0753

**CUENCA ALTA TRAMO VILLAPINZÓN – PUENTE SANTANDER  
CAMPAÑA 4**

**Figura 26.** Superficie de respuesta del coeficiente de determinación  $R^2$  para los parámetros de calibración – Coliformes Totales



**Figura 27.** Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales

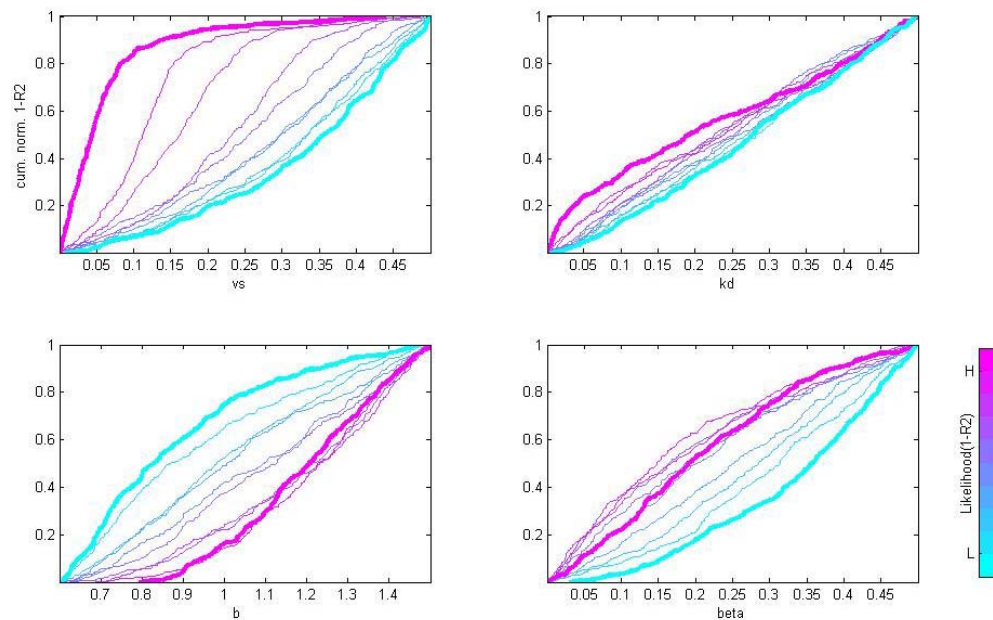


Figura 28. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales

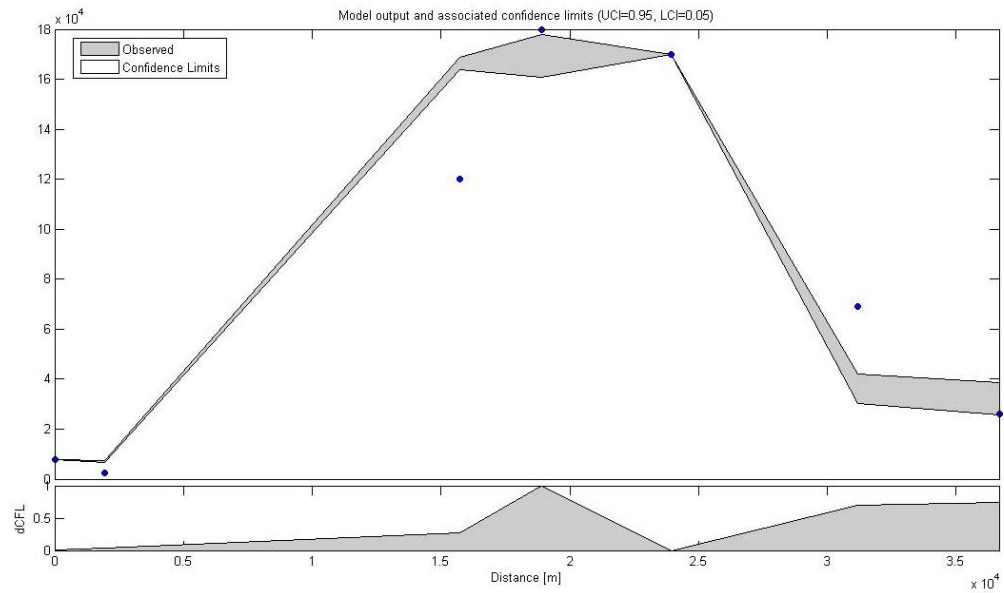


Tabla 8. Tasa de decaimiento

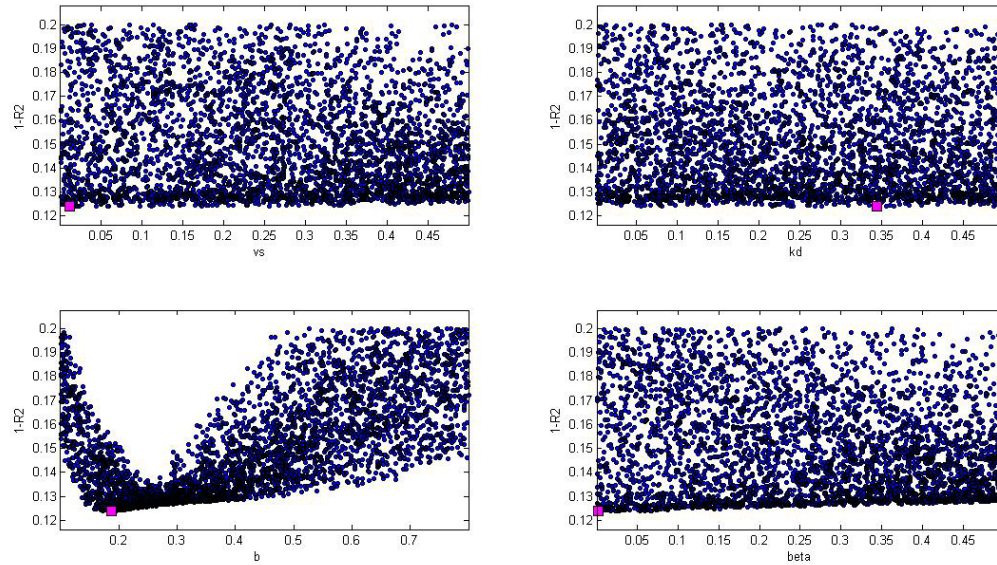
ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Pte. Villapinzón	0,1588
Pte Plaza Mercado	
Pte Via Telecom	0,1484
A.Abajo PTAR Chocontá	0,0725
Est. Saucio	0,0497
Est. Santa Rosita	0,0682
Pte Santander	0,0567

Tabla 9. Parámetros óptimos

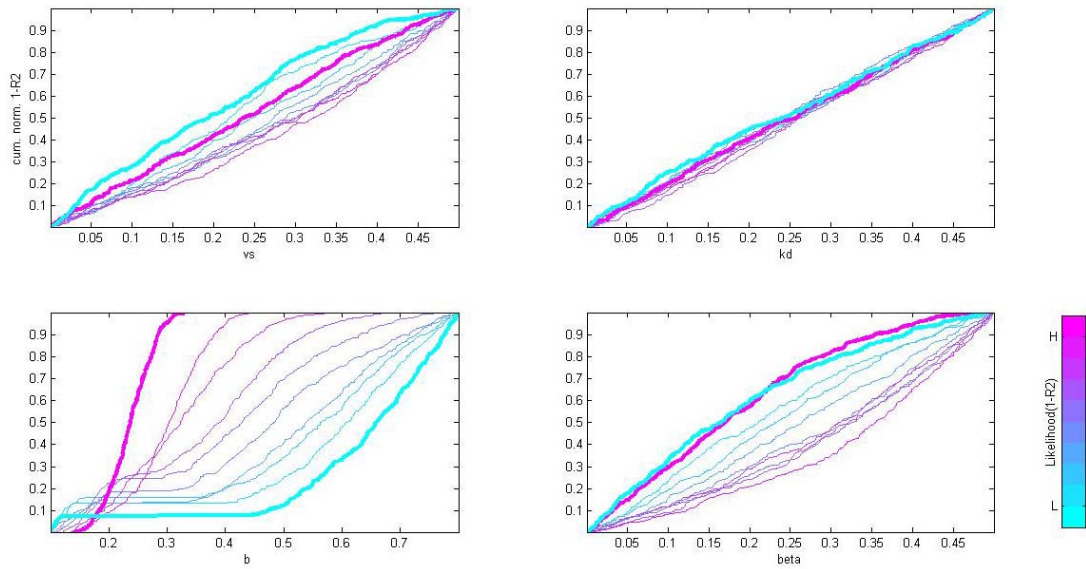
$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	$b$	$\beta$	$1-R^2$
0.0015	0.0557	1.2998	0.2975	0.0951

## CUENCA BAJA LA GUACA – DESEMBOCADURA RÍO BOGOTÁ CAMPAÑA 3

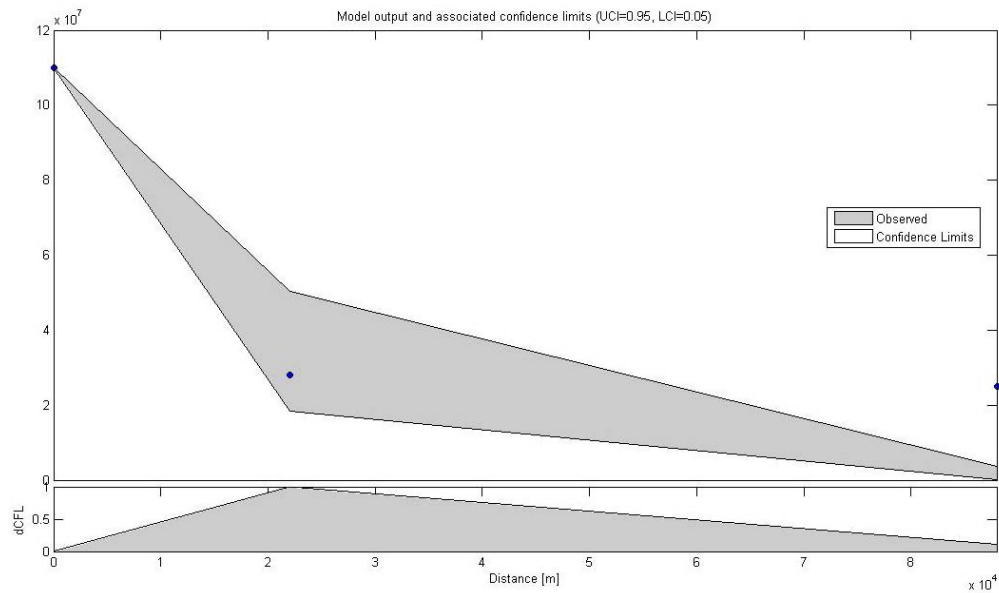
**Figura 29.** Superficie de respuesta del coeficiente de determinación  $R^2$  para los parámetros de calibración – Coliformes Totales



**Figura 30.** Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales



**Figura 31.** Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales



**Tabla 10.** Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
La Guaca	0,1050
Aguas Abajo Río Apulo	
Desc. Río Bogotá	0,0824

**Tabla 11.** Parámetros óptimos

$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	$b$	$\beta$	$1-R^2$
0.0110	0.3442	0.1884	0.0018	0.1239

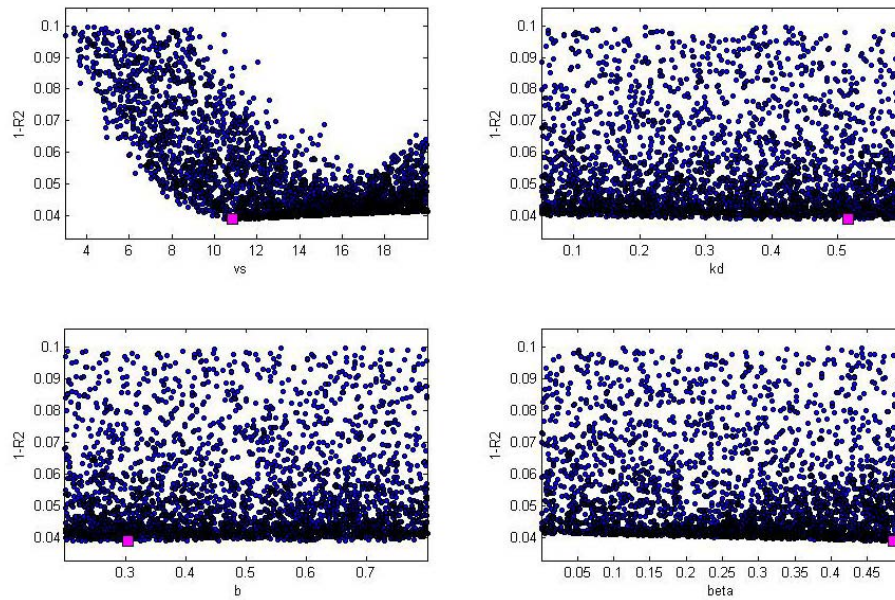
## RÍO MAGDALENA

### TRAMO GIRARDOT – HONDA

#### CAMPAÑA 1

**Figura 32.** Superficie de respuesta del coeficiente de determinación  $R^2$  para los parámetros de calibración – Coliformes

Totales



**Figura 33.** Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales

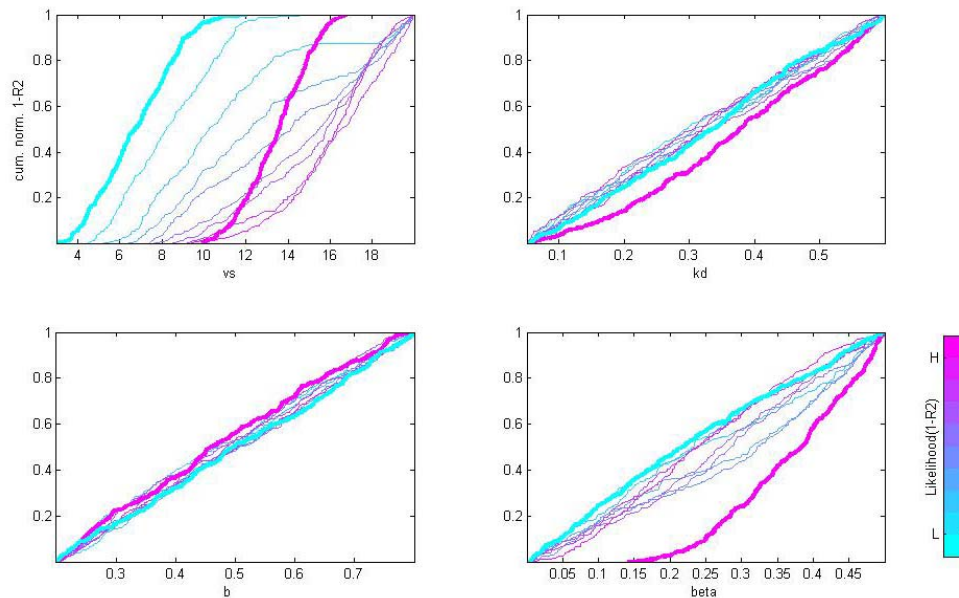


Figura 34. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales

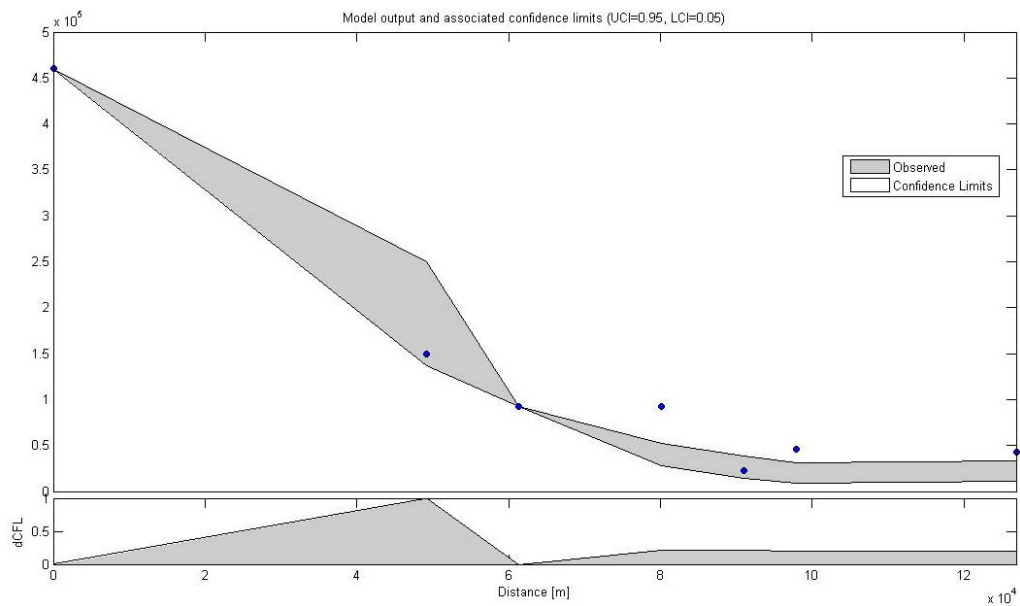


Tabla 12. Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Nariño	0,1376
Totare – Recio	
Ambalema	0,1315
Cambao	0,1680
D. Chaguani	0,2094
Arriba Sabandija	0,1828
Honda – Arrancaplumas	0,2149

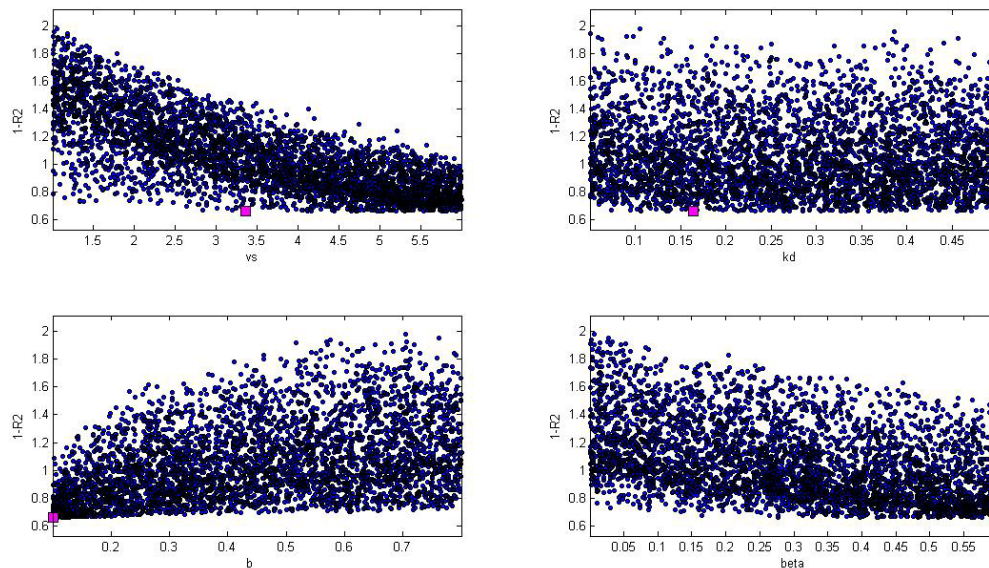
Tabla 13. Parámetros óptimos

$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	$b$	$\beta$	$1-R^2$
10.8637	0.5164	0.3042	0.4856	0.0389

## RÍO TÁRCOLES

### TRAMO 2

**Figura 35.** Superficie de respuesta del coeficiente de determinación  $R^2$  para los parámetros de calibración – Coliformes Fecales



**Figura 36.** Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Fecales

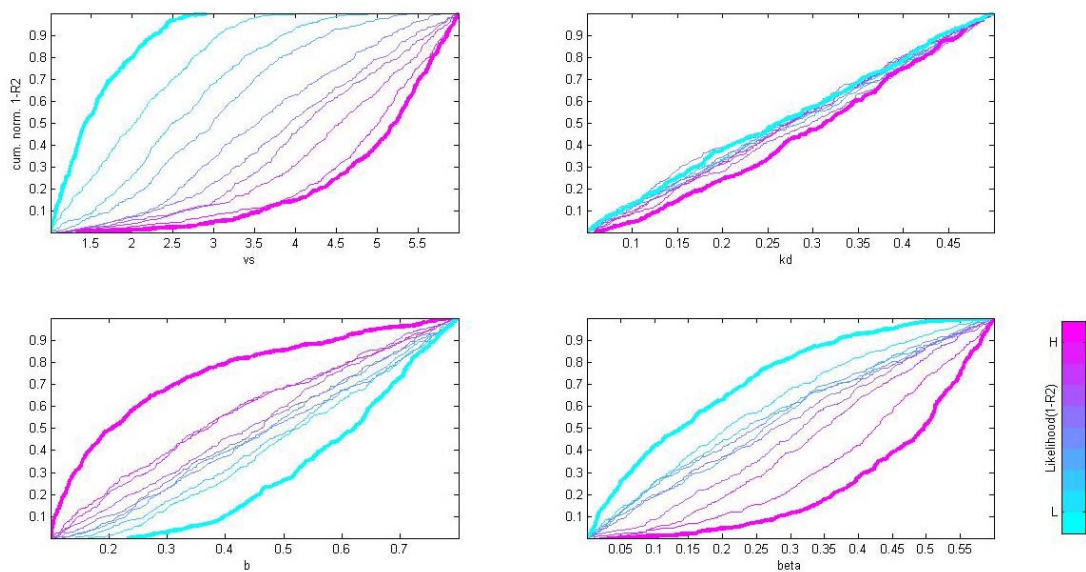


Figura 37. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Fecales

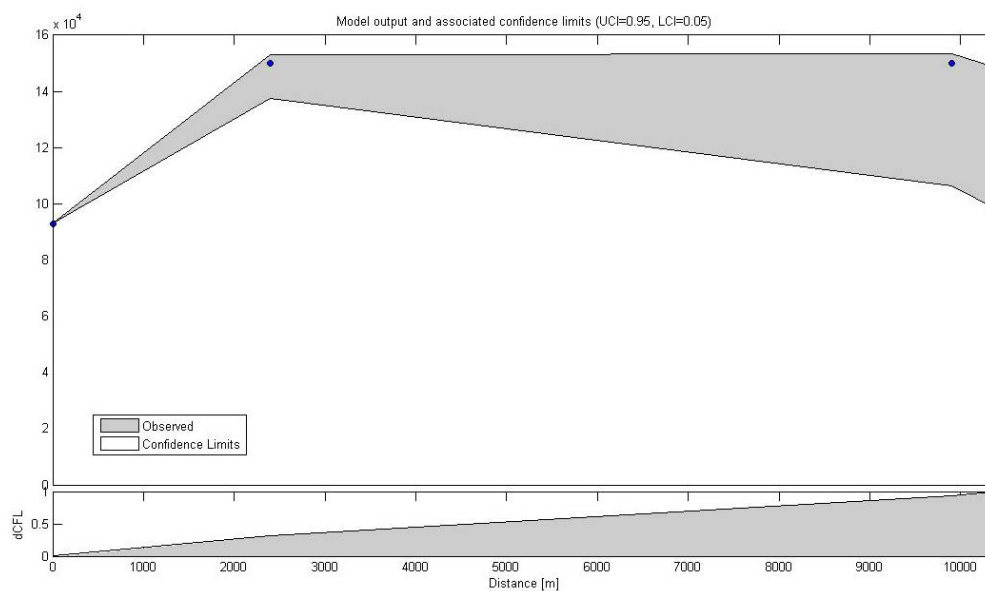


Tabla 14. Tasa de decaimiento

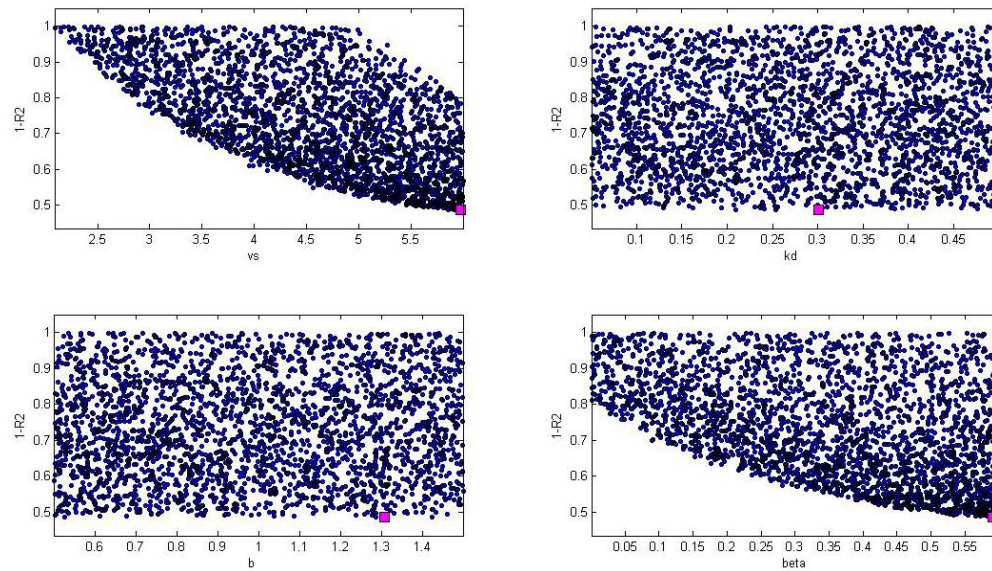
ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Pto9a,Pto9b-Planta Belén	0,3703
Punto 12, R. A. Abajo Embalse Pta Brasil	
Punto 15, Tárcoles 2	0,2238
Pto 16 <sup>a</sup>	0,2259

Tabla 15. Parámetros óptimos

$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	$b$	$\beta$	$1-R^2$
3.3592	0.1640	0.1014	0.5944	0.6625

**TRAMO 3**

**Figura 38.** Superficie de respuesta del coeficiente de determinación  $R^2$  para los parámetros de calibración – Coliformes Totales



**Figura 39.** Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales

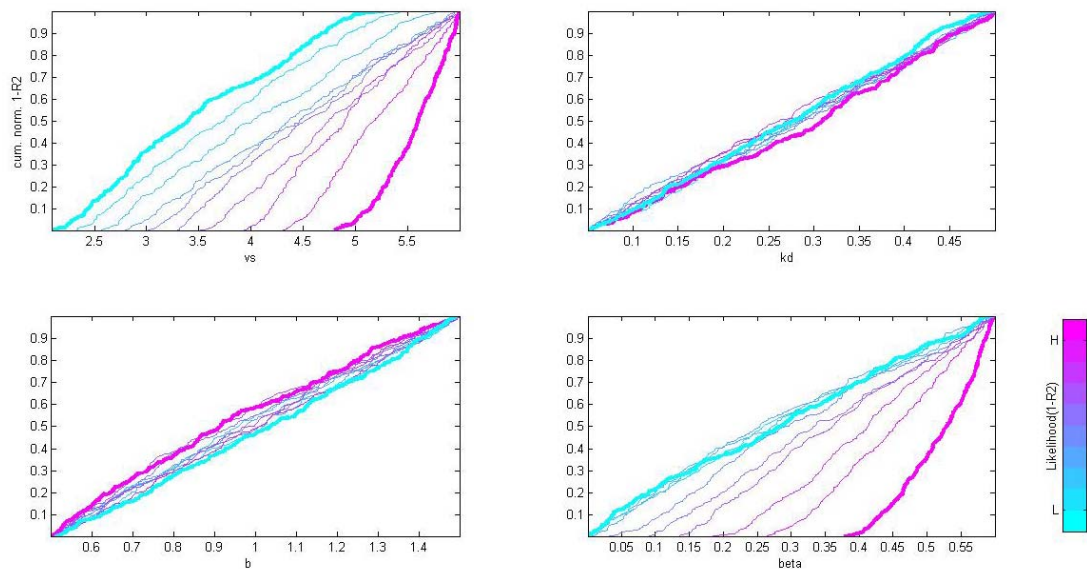


Figura 40. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales

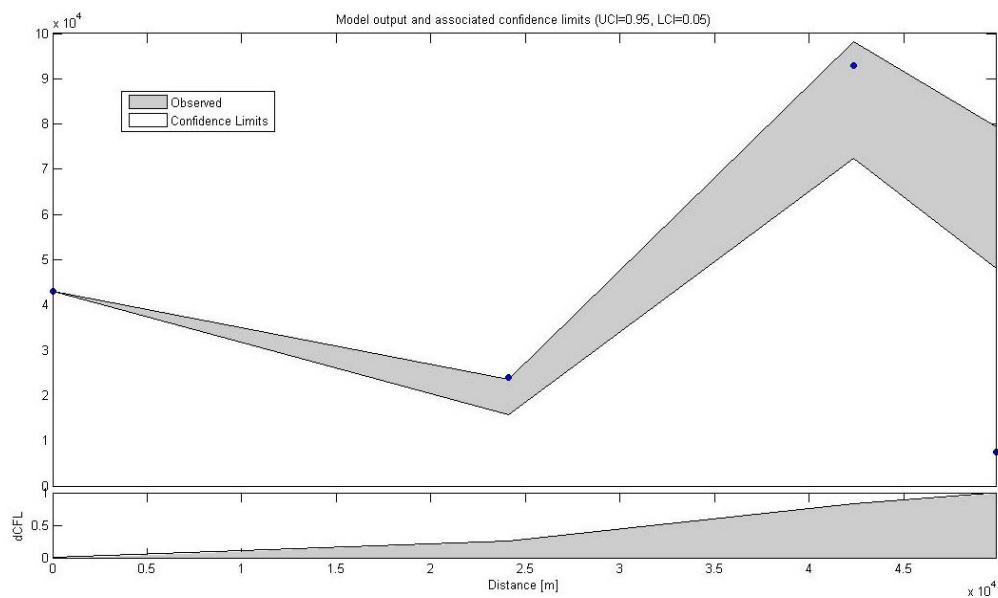


Tabla 16. Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Punto 20, Tárcoles 5	0,1105
Punto 21, Tárcoles 7	0,1925
Punto 23, Tárcoles 10	0,1824
Punto 24, Desembocadura	

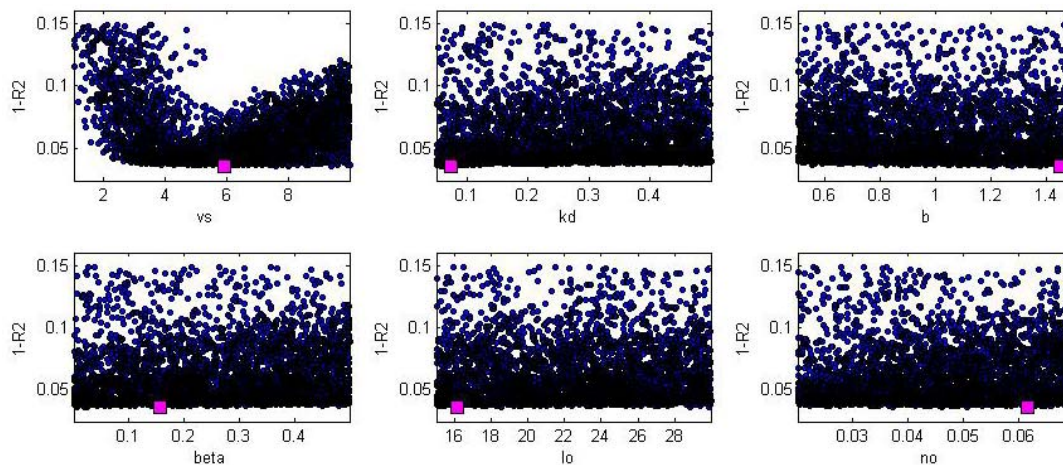
Tabla 17. Parámetros óptimos

$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	$b$	$\beta$	$1-R^2$
5.9777	0.3008	1.3076	0.5908	0.4852

## RÍO SUBACHOQUE

### CAMPAÑA 3

**Figura 41.** Superficie de respuesta del coeficiente de determinación  $R^2$  para los parámetros de calibración – Coliformes Totales



**Figura 42.** Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales

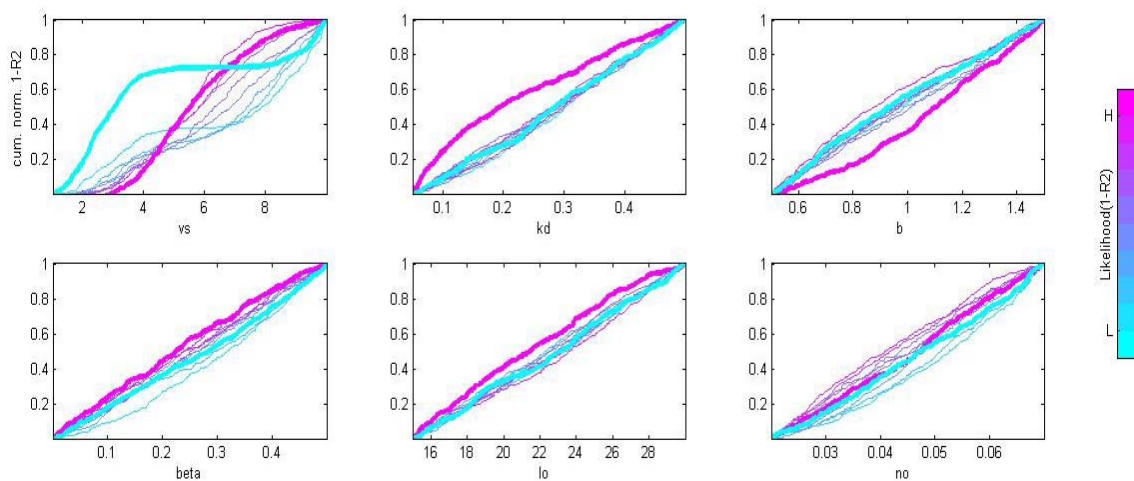


Figura 43. Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales

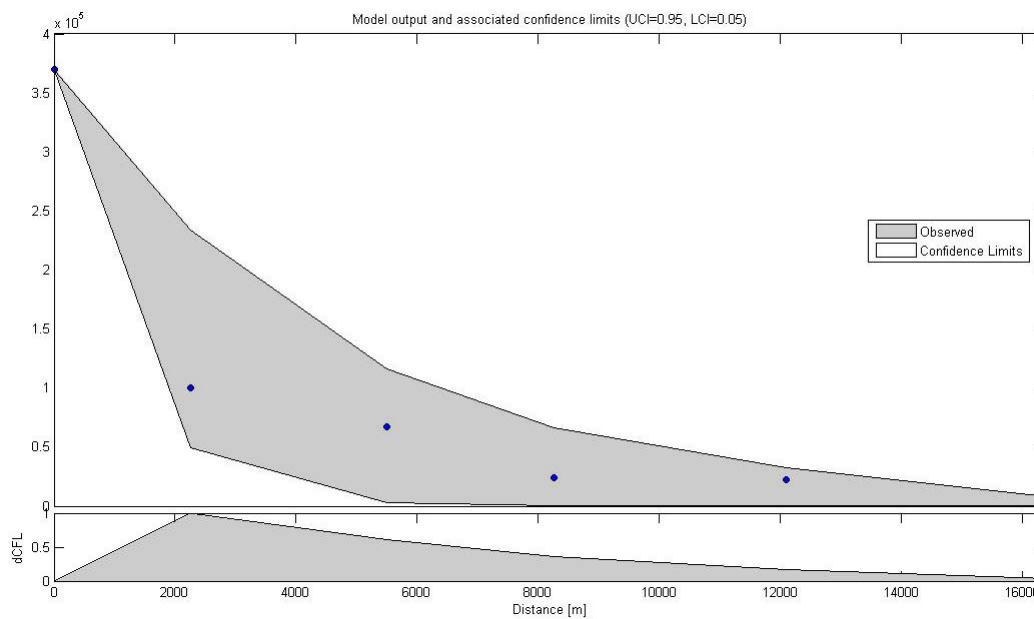


Tabla 18. Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Aguas abajo La Pradera	0,8026
Casa – Puente	0,7907
Desviación Puente	0,7678
Puente 2	0,6111
Camino a pie	1,0576
Aguas arriba Subachoque	

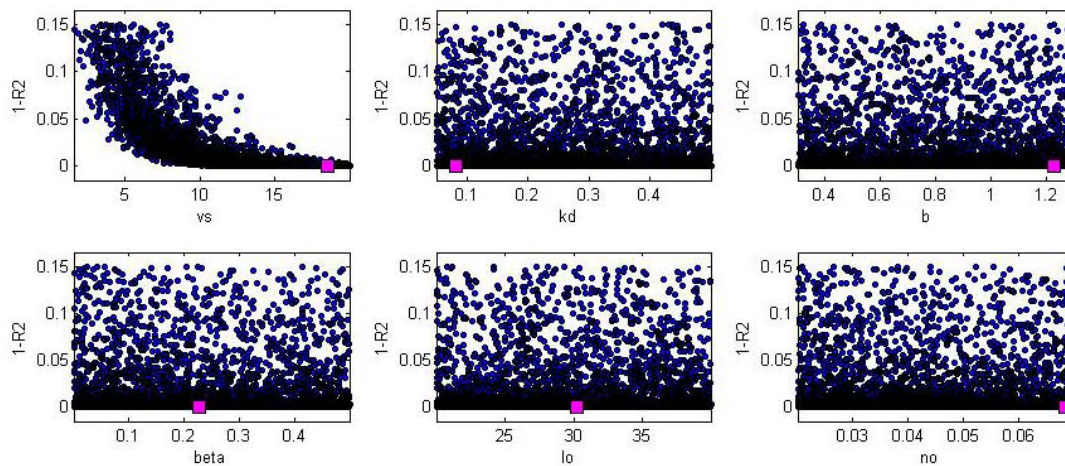
Tabla 19. Parámetros óptimos

$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	b	$\beta$	$l_o$	$n_o$	1-R <sup>2</sup>
6.2658	0.0708	1.1114	0.2078	15.0825	0.0455	0.0362

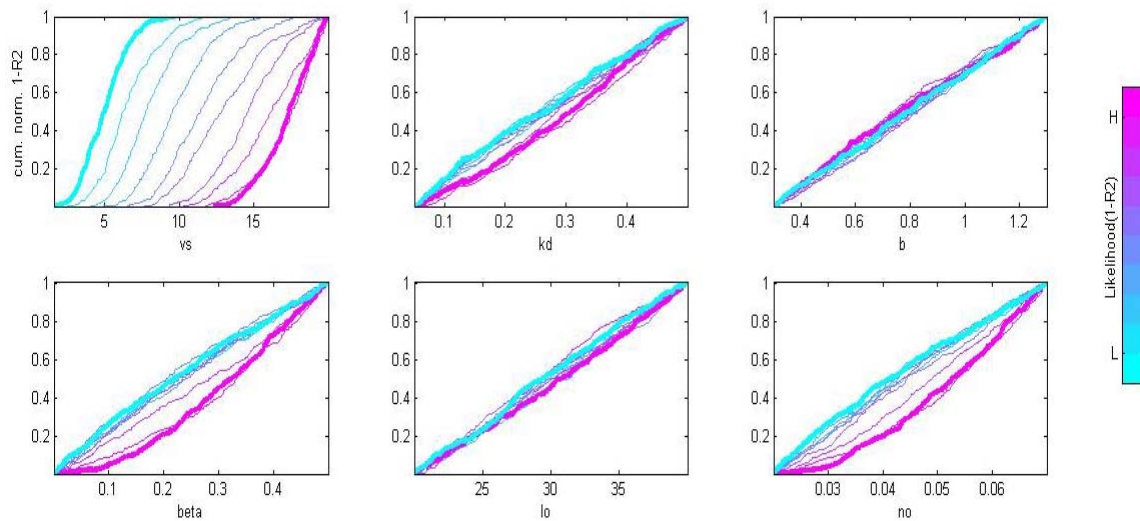
## CAMPAÑA 4

**Figura 44.** Superficie de respuesta del coeficiente de determinación  $R^2$  para los parámetros de calibración – Coliformes

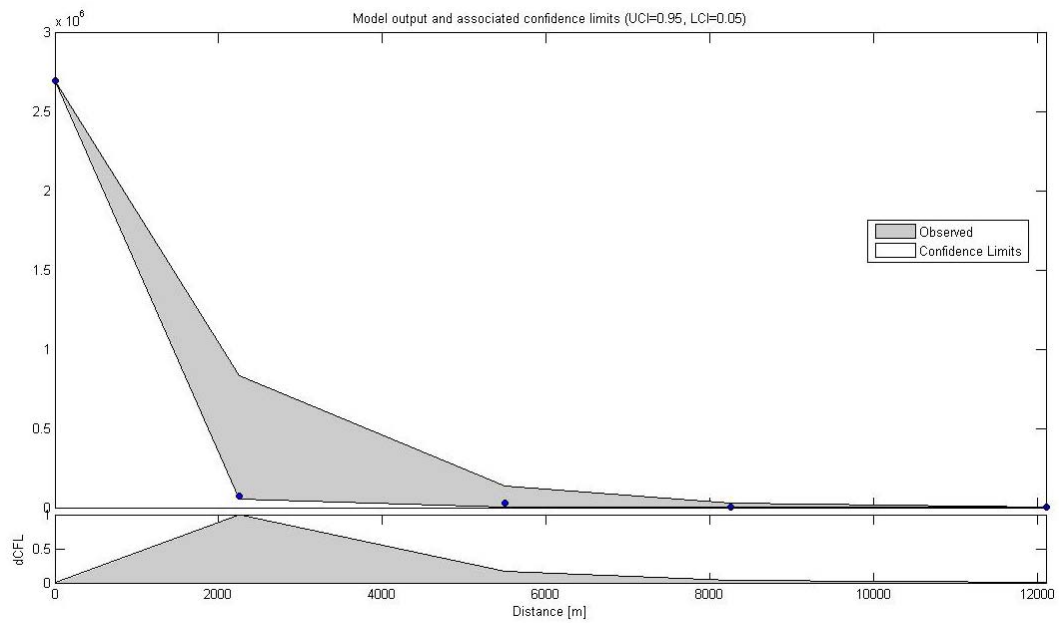
Totales



**Figura 45.** Análisis de sensibilidad regional del modelo – Coliformes Totales



**Figura 46.** Banda de confianza de la incertidumbre generada por la metodología GLUE – Coliformes Totales



**Tabla 20.** Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Aguas abajo La Pradera	2,4695
Casa – Puente	
Desviación Puente	1,6024
Puente 2	1,7499
Aguas arriba Subachoque	3,2810

**Tabla 21.** Parámetros óptimos

$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	$b$	$\beta$	$I_o$	$n_o$	$1-R^2$
18.5001	0.0822	1.2274	0.2277	30.2380	0.0685	0.118x1E-3

Tabla 22. Cuadro resumen parámetros óptimos y tasa de decaimiento promedio

DESCRIPCIÓN			$v_s$ [m/día]	$k_d$ [m <sup>3</sup> /día]	$b$	$\beta$	$K$ [día <sup>-1</sup> ]	$R^2$
RÍO	TRAMO	CAMPAÑA						
BOGOTÁ CUENCA ALTA	VILLAPINZÓN – PTE PLAZA DE MERCADO	CAMPAÑA 4	15.4290	0.4613	0.3042	0.1484	0.5772	0.9999
BOGOTÁ CUENCA ALTA	SAUCIO – PTE SANTANDER	CAMPAÑA 4	0.0314	0.1606	1.4886	0.0039	0,0767 - 0,1019	0.9247
BOGOTÁ CUENCA ALTA	VILLAPINZÓN – PTE SANTANDER	CAMPAÑA 4	15.4290	0.4613	0.3042	0.1484	0,0497 - 0,1588	0.9049
BOGOTÁ CUENCA BAJA	LA GUACA – DESEMBOCADURA	CAMPAÑA 3	0.0110	0.3442	0.1884	0.0018	0,0824 - 0,1050	0.8761
MAGDALENA	GIRARDOT – HONDA	CAMPAÑA 1	10.8637	0.5164	0.3042	0.4856	0,1315 - 0,2149	0.9611
TÁRCOLES	TRAMO 2		3.3592	0.1640	0.1014	0.5944	0,2238 - 0,3703	0.3375
TÁRCOLES	TRAMO 3		5.9777	0.3008	1.3076	0.5908	0,1105 - 0,1925	0.5148
SUBACHOQUE	C. LA PRADERA - M. SUBACHOQUE	CAMPAÑA 3	6.2658	0.0708	1.1114	0.2078	0,6111 - 1,0576	0.9638
SUBACHOQUE	C. LA PRADERA - M. SUBACHOQUE	CAMPAÑA 4	18.5001	0.0822	1.2274	0.2277	1,6024 - 3,2810	0.9999

#### 4.4. VALIDACIÓN

Es importante realizar la verificación del modelo para determinar la capacidad de predecir condiciones observadas diferentes a las implementadas en la calibración. Los parámetros óptimos son utilizados para la validación del modelo utilizando datos disponibles correspondientes a otras campañas de medición.

##### 4.4.1. Río Bogotá cuenca baja

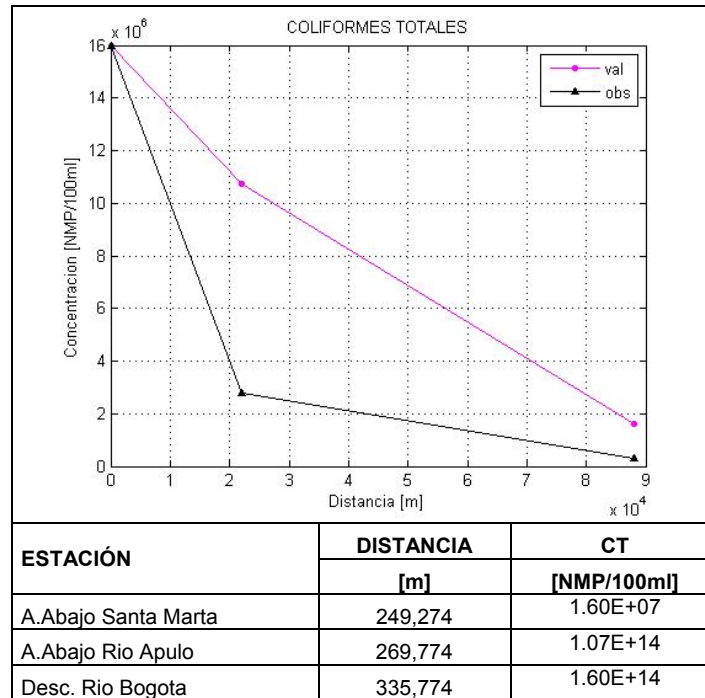
Para la cuenca baja del Río Bogotá la calibración se hizo con los datos registrados en la campaña 3, luego para la validación se usaron los datos medidos en la campaña 4. Las tasas de decaimiento obtenidas para cada tramo luego de la validación son:

Tabla 23. Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
La Guaca	0,0572
Aguas Abajo Río Apulo	
Desc. Río Bogotá	0,0883

Las concentraciones de la campaña 4 calculadas mediante el uso de los parámetros calibrados para la campaña 3 se muestran en la Figura 53:

Figura 47. Concentración Coliformes Totales Río Bogotá. Validación



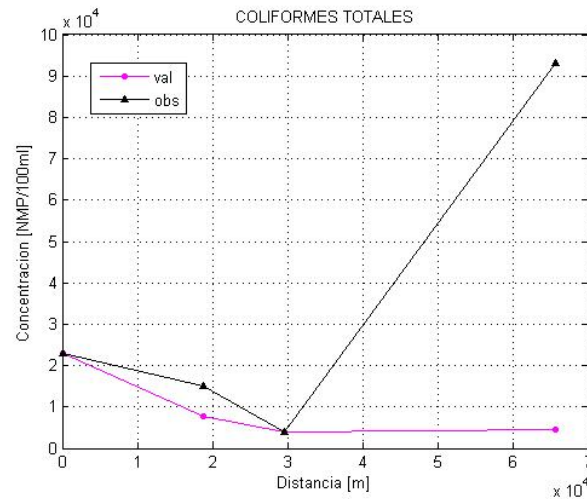
#### 4.4.2. Río Magdalena

Para el Río Magdalena la calibración se hizo con los datos registrados en la campaña 1, luego para la validación se usaron los datos de la campaña 2. Las tasas de decaimiento obtenidas para cada tramo luego de la validación son:

Tabla 24. Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Ambalema	0,1953
Cambao	
D. Chaguani	0,2091
Honda – Arrancaplumas	0,2014

Figura 48. Concentración Coliformes Totales Río Magdalena. Validación



ESTACIÓN	DISTANCIA	CT
	[m]	[NMP/100ml]
Ambalema	97,680	2.30E+04
Cambao	116,450	7.72E+14
D. Chaguani	127,280	4.02E+14
Honda - Arrancaplumas	163,180	4.54E+14

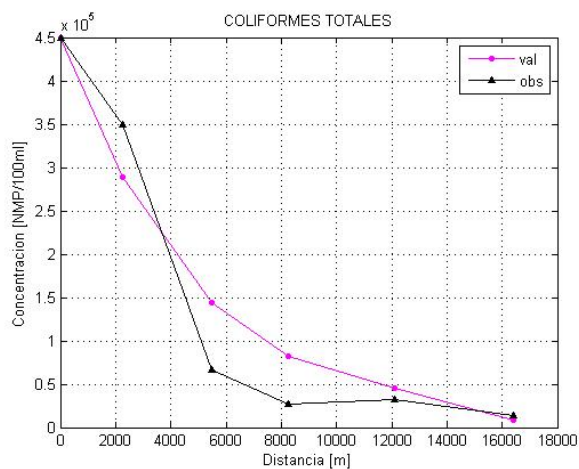
#### 4.4.3. RÍO SUBACHOQUE

Para el Río Subachoque la calibración se hizo con los datos medidos en la campaña 3, luego para la validación se usaron los datos de la campaña 1 y 2. Las tasas de decaimiento obtenidas para cada tramo luego de la validación con datos de la campaña 1 son:

Tabla 25. Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Aguas abajo La Pradera	0,4923
Casa – Puente	0,5710
Desviación Puente	0,4960
PUENTE 2	0,3925
Camino a pie	0,7837
Aguas arriba Subachoque	

Figura 49. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 1. Validación



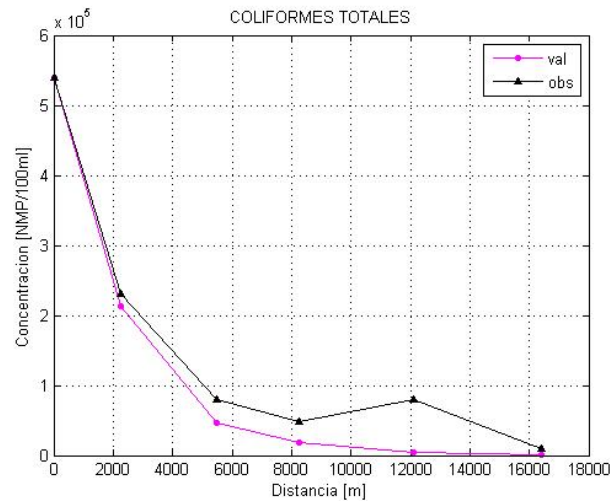
ESTACIÓN	DISTANCIA	CT
	[m]	[UFC/100ml]
Aguas abajo La Pradera	0	4.50E+05
Casa - Puente	2,250	2.88E+14
Desviación Puente	5,500	1.44E+14
Puente 2	8,250	8.23E+14
Camino a pie	12,100	4.55E+14
Aguas arriba Subachoque	16,400	8.89E+14

Las tasas de decaimiento obtenidas para cada tramo luego de la validación con datos de la campaña 2 son:

Tabla 26. Tasa de decaimiento

ESTACIÓN	K (día <sup>-1</sup> )
Aguas abajo La Pradera	0,6849
Casa – Puente	
Desviación Puente	0,8276
Puente 2	0,5940
Camino a pie	0,6064
Aguas arriba Subachoque	1,0142

Figura 50. Concentración Coliformes Totales Río Subachoque Campaña 2. Validación



ESTACIÓN	DISTANCIA	CT
	[m]	[UFC/100ml]
Aguas abajo La Pradera	0	5.40E+05
Casa - Puente	2,250	2.13E+14
Desviación Puente	5,500	4.64E+14
Puente 2	8,250	1.85E+14
Camino a pie	12,100	4.60E+14
Aguas arriba Subachoque	16,400	3.12E+14

#### 4.5. COMPARACIÓN CON MODELOS PREVIOS

Tradicionalmente, la modelación de patógenos tiene en cuenta el decaimiento de la concentración de microorganismos expresada en una cinética de primer orden, al demostrarse que la tasa de decaimiento para los coliformes tiene un comportamiento no lineal con el tiempo y que el valor de  $k$  es una aproximación al proceso de desaparición observado (Frost y Streeter, 1924).

En la tabla 27 se presenta una lista de valores de decaimiento  $k$  que resume 30 estudios de tasas medidas in situ. La tabla 28 muestra valores para  $k$  provenientes de estudios de modelación. La tasa promedio para los estudios hechos in situ es de  $0.96 \text{ d}^{-1}$  con el 60% de los valores menores que  $1.20 \text{ d}^{-1}$  y 90% menores que  $5.28 \text{ d}^{-1}$  (Bowie, 1985).

Camacho y Raciny (2006) realizaron la implementación y calibración de dos modelos desarrollados para diferentes parámetros fisicoquímicos y biológicos: el ADZ y el modelo de Streeter Phelps, incluyendo los coliformes totales. El modelo de Streeter Phelps considera una cinética de primer orden bajo condiciones de caudal constante. El modelo ADZ considera mecanismos de transporte que involucran procesos advectivos y dispersivos acoplándolos al decaimiento en un proceso no conservativo teniendo en cuenta también la cinética de primer orden y la corrección por temperatura.

Torres y Camacho (2008), implementaron y calibraron un modelo en donde la representación de las condiciones hidráulicas dentro del proceso de calibración se hace de forma detallada, a diferencia del desarrollado en el presente trabajo, donde los parámetros hidráulicos no fueron calibrados (excepto por el coeficiente  $\beta$ ), entonces las condiciones observadas en las campañas se implementaron al modelo tal como fueron registradas.

**Tabla 27.** Tasas de decaimiento de Coliformes Totales medidas *in situ*, reportadas después de Mitchell y Chamberlin, 1978 (Bowie, 1985)

DESCRIPCIÓN	TEMPERATURA	K (día <sup>-1</sup> )	REFERENCIA
Río Ohio	Verano (20°C)	1.176	Frost y Streeter (1924)
Río Illinois (Aguas arriba)	junio - septiembre	2.040	Hoskins y otros (1927)
	octubre y mayo	2.520	
	diciembre – marzo	0.576	
	abril y noviembre	1.032	
Río Illinois (Aguas abajo)	junio – septiembre	2.040	
	octubre y mayo	0.888	
	diciembre – marzo	0.624	
	abril y noviembre	0.696	
Río Missouri	Invierno	0.480	Kittrell y Furfari (1963)
Río Tenesse (Knoxville)	Verano	1.032	
Río Tenesse (Chattanooga)	Verano	0.120	
Río Sacramento	Verano	1.728	
Río Cumberland	Verano	5.520	
Corriente Groundwater	10°C	0.504	Wuhrmann (1972)
Valor promedio en corrientes de agua dulce	20°C	0.800	Mancini (1978)

**Tabla 28.** Tasas de decaimiento de Coliformes Totales usadas en varios estudios de modelación (Bowie, 1985)

DESCRIPCIÓN	K (día <sup>-1</sup> )	REFERENCIA
Río North Fork Kinas, California	1.008	Chen, et al. (1976)
Corrientes varias	0.0096 – 3.504	Baca y Arnett (1976)
Corrientes varias	1.008 – 3.000	Hydroscience (1971)
Río Boise, Idaho	0.480	Chen y Wells (1975)

**Tabla 29.** Tasas de decaimiento de Coliformes Totales (Camacho *et al*)

DESCRIPCIÓN	K (día <sup>-1</sup> )	REFERENCIA
Río Bogotá, Represa del Muña	0.4276 – 3.2861	Camacho y Díaz (2004)
Río Bogotá	0.052	Camacho y Raciny (2006)
Río Subachoque	1.61 – 39.18	Torres y Camacho (2008)

## 5. CONCLUSIONES

Con excepción del Río Subachoque, de acuerdo a los valores obtenidos de la tasa de decaimiento de patógenos, las fuentes receptoras objeto de estudio tienen una baja capacidad de asimilación de carga contaminante de acuerdo a los valores obtenidos de la tasa de decaimiento de patógenos, los cuales están por debajo de los valores reportados en la literatura.

Las tasas de decaimiento obtenidas para los Ríos Bogotá, Tárcoles y Magdalena son bajas, entre otras razones, como consecuencia del aumento en la concentración de coliformes provocada por los vertimientos sin previo tratamiento y la descarga de corrientes efluentes cuyas concentraciones son considerablemente altas. Es probable que existan fuentes no puntuales que contribuyan al incremento de la contaminación de los ríos, tales como la escorrentía proveniente de zonas de cultivo y ganadería extensiva o vertimientos no autorizados y por lo tanto no monitoreados.

Los parámetros que tienen mayor influencia en la determinación de la tasa de decaimiento  $k$ , son la intensidad lumínica  $I_0$  y la velocidad de sedimentación  $v_s$ . La rapidez con la que decae el nivel de concentración de patógenos es sensible de manera proporcional al aumento o disminución del valor de  $I_0$  de manera proporcional. De igual manera, una velocidad de sedimentación alta produce un incremento en la tasa de decaimiento.

Con el propósito de aproximar el modelo a la realidad, es necesario modificar los valores de las concentraciones de coliformes registradas en las descargas Río Tárcoles para compensar el desbalance en las concentraciones medidas en la sección transversal del río. Se considera que este procedimiento no afecta la confiabilidad del modelo, ya que lo que se pretende es ajustar las descargas a la corriente principal, corrigiendo un posible error en la medición o la presencia de una descarga no identificada, y justificar el valor de concentración aguas abajo del vertimiento.

Se esperaría una tasa de decaimiento de patógenos mayor en ríos de montaña por considerarse que tienen mayor capacidad de autopusificación que los ríos de planicie. Sin embargo, se encontró que las características hidráulicas no tienen mayor incidencia en la determinación del valor de  $k$ , ya que para el Río Bogotá, en la cuenca alta, la tasa de decaimiento es similar a la obtenida para el Río Magdalena.

De acuerdo al análisis de sensibilidad, el parámetro que resultó menos identificable en la mayoría de las calibraciones es el coeficiente de partición  $k_d$ , cuyo máximo se obtuvo para el Río Magdalena, 0.5164 m<sup>3</sup>/día, y el valor mínimo de 0.0708 m<sup>3</sup>/día corresponde al Río Subachoque (campaña 3); para éste último la tasa de decaimiento es mayor a la del Río Magdalena. En contraste, la velocidad de sedimentación  $v_s$  es el parámetro más identificable, con valores que oscilan entre 0.0110 m/día para el Río Bogotá, cuenca baja, y 18.5001 m/día para el Río Subachoque (campaña 4).

En general, los coeficientes de determinación de Nash calculados son satisfactorios con un valor promedio de 0.83. La calibración del Río Tárcoles presenta valores de  $R^2 = 0.34$  para el tramo 2 y  $R^2 = 0.51$  para el tramo 3, bajos en comparación con la media. El ajuste más satisfactorio es el del Río Subachoque (campaña 4) con un valor de  $R^2 = 0.9999$ .

## BIBLIOGRAFÍA

BEER, T., YOUNG P.C., 1983. Longitudinal dispersion in natural streams, *Journal of Environmental Engineering.*, 109, No. 5, ASCE, 1049 – 1067.

BEVEN, K. J., BINLEY, A., 1992. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction, *hydrological processes*, 6, 279-298.

BOWIE, G. L., MILLS W. B., CAMPBELL, C. L., 1985. Rates and constants and kinetics formulations in surface water quality modeling. Rep. No. EPA/600/3-85/040. Segunda edición. Environmental Protection Agency.

CAMACHO, L.A., LEES, M.J., (1999) Multilinear discrete lag-cascade model for channel routing, *Journal of Hydrology*, 226, pp. 30-47.

CAMACHO, L.A., LEES, M.J., 2000a. Solute transport under unsteady for conditions in rivers. Submitted to *Water Resources Research*.

CAMACHO, L.A., DÍAZGRANADOS, M., 2000. Metodología para la Obtención de un Modelo Predictivo de Transporte de Solutos y Calidad del Agua en Ríos – Caso Río Bogotá, Universidad de los Andes, Bogotá.

CAMACHO, L.A., 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, Argentina, Tomo I, pp.43 – 54.

CAMACHO, L. A., 2003. Modelación de la calidad del agua del Río Grande de Tárcoles. Informe final. San José de Costa Rica.

CAMACHO, L. A., 2006. Calibración y comparación de modelos de transporte de solutos en Ríos de montaña. XXII Congreso latinoamericano de hidráulica ciudad Guayana, Venezuela.

CAMACHO, L. A., RACINY, I., 2006. Investigación y extensión del modelo computacional del impacto de las aguas residuales municipales sobre la red hídrica colombiana. XXII Congreso latinoamericano de hidráulica ciudad Guayana, Venezuela.

CAMACHO, L. A., DÍAZ, H. M., 2005. Modelación hidrodinámica y de calidad para el Embalse del Muña. Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.

CHAPRA, S. C., 1997. Surface water quality modeling. McGrawHill, New York

DI TORO, D. M., O'CONNOR, D. J., THOMMAN R. V., ST. JOHN, J. P. 1981. Analysis of fate of chemicals in receiving waters. Phase 1. Chemical manufact. Assoc., Washington, D.C. Prepared by HydroQual Inc., Mahwah, NJ.,

ESPINOZA C. E., VILLALTA R. A., 2004. Primera etapa del plan de manejo integral del recurso hídrico: La estrategia nacional para la GIRH en Costa Rica. (atn/wp8467CR). Estudio de caso sobre la contaminación de la cuenca de los Ríos Virilla y Grande de Tárcoles (Cuenca 24)

ESTUDIO AMBIENTAL DEL LA CUENCA DEL MAGDALENA – CAUCA Y ELEMENTOS PARA SU ORDENAMIENTO TERRITORIAL. ACUERDO IDEAM – CORMAGDALENA. Convenio 003 de 1999.

FROST, W. H., STREETER, H. W., 1924. Public health bulletin 143, U.S. Public Health Service, Washington, D.C.

GAMENSON, A. L. H., GOULD, D. J., 1974. Effect of solar radiation on the mortality of some terrestrial bacteria in sea water. Pergamon, Great Britain, Paper No. 22.

KENNER, B. A., ANN ARBOR, MI., 1979. Fecal streptococcal indicator, indicators of viruses in water and food.

LEES, M. J. Y WAGENER, T., 2000. Monte-Carlo Analysis Tool (MCAT) v.2, User Manual, Civil and Environmental Engineering, Imperial College of Science Technology and Medicine, 27 p.

LEES, M. J., CAMACHO, L. A., WHITEHEAD, P., 1998. Extension of the quasar river quality model to incorporate deadzone mixing, hydrology and earth system sciences, 2, (2-3), 353-365.

LEÓN, G., 1995. Tratamiento de aguas residuales; objetivos y selección de tecnologías en función al tipo de reuso. CEPIS/OPS.

LOMBARDO, P. S., 1972. Mathematical model of water quality in rivers and impoundments, technical report, Hydrocomp, Inc.

MANCINI, J. L., J. WATER POLL. Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. Control fed 50 (11)

MAYA, D. G., 2004. Estudio de alternativas de desinfección para el control de patógenos en el río Bogotá. Tesis de maestría Universidad de los Andes.

METCALF AND EDDY, INC., 1991. Wastewater engineering. McGraw Hill, New York.

MITCHELL, R., CHAMBERLIN, C., 1978. Factors affecting the survival of indicator organisms in the aquatic environment. Indicators of enteric contamination in natural waters. Ann Arbor Press, Ann Arbor, Michigan.

NASH, J. E., SUTCLIFFE J. V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, Journal of Hydrology, 10 (3), 282–290.

NATIONAL INSTITUTE OF OCEAN TECHNOLOGY, 2004. Waste load allocation y waste assimilative capacity studies for ennore creek y norht chennai coastal waters. Chennai, India.

PLAN MAESTRO DE ALCANTARILLADO de la ciudad de Girardot. Realizado por Alianzas Internacionales (AI). Acuerdo reglamentario No. 2 Agosto de 1999. Fase 1.

PLAN MAESTRO DE ALCANTARILLADO de la ciudad de Girardot. Realizado por Alianzas Internacionales (AI). Acuerdo reglamentario No. 8 Junio de 2001. Fase 2.

PLAN DE ORDENAMIENTO TERRITORIAL (POT) – Ciudad de Girardot. 1999. Alcaldía especial de Girardot.

PLAN DE ORDENAMIENTO Y MANEJO AMBIENTAL DE LA CUENCA DEL MAGDALENA – POMIM CORMAGDALENA.

TORRES, J. A., CAMACHO, L. A., 2008. Metodología para determinar el decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña. XXIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Cartagena de Indias, Colombia.

UNIVERSIDAD DE LOS ANDES – EMPRESA DE ACUEDUCTO Y ALCANTARILLADO DE BOGOTÁ (diciembre de 2002), Proyecto de Modelación de la Calidad del Agua del Río Bogota, Informe Final.

WAGNER, B. J., HARVEY, J. W., 1997. Experimental design for estimating parameters of rate-limited mass transfer: Analysis of stream tracer studies, water resources research, 33, (7), 1731-1741.