



**UNIVERSIDAD DE  
MANIZALES**

**Determinación del grado de autodepuración del río Algodonal, mediante la utilización  
de modelos de simulación Streeter & Phelps y Qual2k**

Wilson Angarita Castilla

Universidad de Manizales  
Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas  
Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente  
Manizales, Colombia  
2019

**Determinación del grado de autodepuración del río algodónal, mediante la utilización de modelos de simulación Streeter & Phelps y Qual2k**

**Wilson Angarita Castilla**

**Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:  
Magister en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente**

**Director:  
Ph.D. Henry Reyes Pineda**

**Línea de Investigación:  
Biosistemas Integrados**

**Universidad de Manizales  
Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas  
Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente  
Manizales, Colombia  
2019**

*Dedicatoria*

*IN MEMORIAM*

*A mis padres y a mi hermano, con todo el amor del mundo.*

*¡Muy cerca de mi ocaso, yo te bendigo, vida,  
porque nunca me diste ni esperanza fallida,  
ni trabajos injustos, ni pena inmerecida;  
porque veo al final de mi rudo camino  
que yo fui el arquitecto de mi propio destino;  
que, si extraje las mieles o la hiel de las cosas,  
fue porque en ellas puse hiel o mieles sabrosas:  
cuando planté rosales, coseché siempre rosas.  
...Cierto, a mis lozanías va a seguir el invierno:  
¡más tú no me dijiste que mayo fuese eterno!  
Hallé sin duda largas las noches de mis penas;  
mas no me prometiste tan sólo noches buenas;  
y en cambio tuve algunas santamente serenas...  
Amé, fui amado, el sol acarició mi faz.  
¡Vida, nada me debes! ¡Vida, estamos en paz!*

*AMADO NERVO.*

## **Agradecimientos**

*Quiero dedicar la realización de este trabajo inicialmente a la Divinidad: Madre-Padre universal, por haberme dado la posibilidad de mi existencia, así como por darme la oportunidad de permitirme alcanzar este logro.*

*A los directivos y compañeros de la Universidad Francisco de Paula Santander Ocaña por el apoyo incondicional.*

*A los estudiantes Stphannie Carolina Caviedes Numa y Julián Pérez Rincón (ya ingenieros ambientales) por su colaboración en el trabajo de campo.*

*A todos los que de una u otra manera hicieron sus aportes para la realización del trabajo.*

*Finalmente quiero expresar mi sincero agradecimiento al Doctor Henry Reyes Pineda por su dirección, asesoría y acompañamiento.*

# Resumen

El río Algodonal, es un ecosistema de alta importancia por ser la principal fuente de abastecimiento de agua para el acueducto del municipio de Ocaña. Este cuerpo de agua ha venido siendo objeto de fuerte presión ambiental debida a la descarga de vertimientos de aguas residuales domésticas, provenientes del municipio de Abrego. En la presente investigación, se evaluó capacidad de autodepuración del río Algodonal mediante la utilización de dos modelos unidimensionales de simulación: el modelo Streeter- Phelps y el modelo Qual2k. El trayecto tomado para el estudio estuvo comprendido entre la descarga del efluente de la laguna de oxidación del municipio de Abrego y la bocatoma del acueducto del municipio de Ocaña, en el Departamento de Norte de Santander. Una vez definida la época de estiaje, el río se dividió en cuatro tramos con cinco puntos de muestreo. El modelo Streeter –Phelps se utilizó para el tramo uno y el tramo cuatro, pues son los dos puntos críticos en los cuales el río recibe la mayor cantidad de vertimientos. El modelo Qual2k se utilizó para evaluar la capacidad de asimilación del río a través del comportamiento de parámetros determinantes de la calidad del agua en todos los tramos seleccionados. Los modelos utilizados permitieron determinar la capacidad de autodepuración en cada tramo con base en el balance de oxígeno disuelto y la remoción de materia orgánica a través de la evaluación del comportamiento de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), así como la tasa de decaimiento de patógenos

**Palabras clave:** Demanda biológica de oxígeno (DBO), desoxigenación, modelamiento, oxígeno disuelto, (OD), reaireación, tasa de decaimiento de patógenos

## Abstract

The Algodonal river, is an ecosystem of high importance because it is the main source of water supply for the aqueduct of the municipality of Ocaña. This waterbody has been subject to strong environmental pressure due to the discharge of domestic wastewater discharges, coming from the municipality of Abrego. In the present investigation, the self-purification capacity of the Algodonal River was evaluated through the use of two one-dimensional simulation models: The Streeter-Phelps model and the Qual2k model. The selected route for the study indicates the discharge of the effluent from the oxidation lagoon of the municipality of Abrego as the first point of reference and the intake of the aqueduct of the municipality of Ocaña as the final point of reference, both located in the Department of Norte de Santander. Once the period of drought was defined, the river was divided into four sections with five sampling points. The Streeter – Phelps model was used for section one and section four, as they are the two critical points at which the river receives the largest amount of discharges. The Qual2k model was used to assess the river's assimilation capacity through the behavior of water quality determining parameters in all selected sections. The models used allowed to determine the capacity of self-purification in each section based on the dissolved oxygen balance and the removal of organic matter through the evaluation of the behavior of the Biochemical Oxygen Demand (BOD), as well as the decay rate of pathogens

**Keywords:** Biological oxygen demand (BOD), deoxygenation, modeling, dissolved oxygen (OD), pathogen decay rate, reaeration.

# Contenido

<b>Resumen.....</b>	<b>V</b>
<b>Lista de Figuras.....</b>	<b>IX</b>
<b>Lista de Tablas .....</b>	<b>X</b>
<b>Introducción .....</b>	<b>11</b>
<b>Capítulo 1.....</b>	<b>12</b>
1.1 Planteamiento del problema.....	12
1.2 Pregunta de investigación .....	13
1.3 Objetivos .....	13
1.3.1 Objetivo General.....	13
1.3.2 Objetivos Específicos.....	13
1.4 Justificación .....	13
<b>Capítulo 2.....</b>	<b>15</b>
2.1 Antecedentes.....	15
2.2 Marco teórico.....	16
2.2.1 Conceptos explícitos e implícitos del problema.....	16
2.2.2 Conceptualización específica operacional.....	18
▪ Modelos adimensionales .....	19
▪ Modelos unidimensionales.....	19
▪ Modelos bidimensionales.....	19
▪ Modelos tridimensionales .....	19
2.2.3 El modelo Streeter y Phelps .....	19
2.2.4 El modelo Qual2k .....	20
2.3 Marco normativo.....	21
<b>Capítulo 3.....</b>	<b>23</b>
3.1 Materiales y métodos .....	23
3.1.1 Población.....	23
3.1.2 Muestra .....	23
3.1.3 Variables .....	23
3.1.4 Fases.....	23
Fase 1: Determinación de las condiciones hidráulicas e hidrológicas .....	23
3.2 Técnicas de recolección de la información .....	24
3.2.1 Información preliminar.....	24
3.2.2 Fuentes de información utilizadas.....	25

3.2.3 Recolección de la información climatológica .....	26
3.3 Realización del trabajo de campo .....	26
<b>3.3.1 Ubicación de los vertimientos.....</b>	<b>26</b>
3.3.2 Aforo y toma de muestras .....	26
3.3.3 Determinación de la carga contaminante de los vertimientos más significativos. ....	27
3.4 Formulación y Simulación de Escenarios .....	27
3.4.1 Modelo Streeter-Phelps.....	27
3.4.2 Estimación de la tasa de decaimiento de patógenos.....	30
3.5 Área De Estudio .....	32
<b>Capítulo 4.....</b>	<b>34</b>
4.1 Discusión de resultados.....	34
4.1.1 Caracterización hidrológica e hidráulica del río Algodonal.....	34
4.1.2 variables de entrada de datos al Modelo matemático Streeter -Phelps .....	43
4.2 Cálculo de variables tramo 1: desde la laguna de oxidación de Abrego al Corregimiento de la Ermita.....	45
4.2.1 Balance de masas desde el punto inicial: .....	45
Balance de OD para el punto 1 .....	46
Balance de DBO para el punto 1 .....	46
Balance de temperatura.....	46
Oxígeno de saturación.....	47
Déficit inicial de oxígeno.....	47
Constantes cinéticas .....	49
4.3 Modelación del comportamiento de asimilación la Ermita: PUNTO 4 .....	59
4.3.1 Contribución de aguas residuales domesticas .....	59
4.3.2 Contribución de aguas residuales industriales .....	61
4.3.3 Contribución institucional:.....	62
4.3.4 Modelación del tramo La Ermita a la Bocatoma del Acueducto de Ocaña .....	62
<b>Conclusiones .....</b>	<b>¡Error! Marcador no definido.</b>
<b>A. Anexo: Modelación utilizando Qual2k.....</b>	<b>68</b>
<b>Referencias.....</b>	<b>74</b>



# Lista de Figuras

Figura 1. Comportamiento del oxígeno disuelto en una corriente de agua.....	17
Figura 2. Hipótesis de mezcla completa en un punto.....	20
Figura 3. Hoja de ruta para el desarrollo de la investigación.....	31
Figura 4. Localización Geográfica del área de estudio.....	32
Figura 5. Cuenca hidrográfica del río Algodonal.....	33
Figura 6. Cuenca del río Algodonal en imagen 3D.....	33
Figura 7. Ubicación de las estaciones climatológicas cercanas a la cuenca del río Algodonal..	34
Figura 8. Valores históricos de precipitación Estación Ábrego.....	35
Figura 9. Localización satelital de los puntos de muestreo sobre el río Algodonal.....	36
Figura 10. Diagrama de condiciones de los tramos de muestreo sobre el río Algodonal.....	36
Figura 11. Gráfica de historico de caudales.....	44
Figura 12. Oxígeno medido en campo en cada uno de los puntos.....	48
Figura 13. Curva de déficit de oxígeno entre los puntos de muestreo.....	49
Figura 14. Constante de desoxigenación-Kd.....	50
Figura 15. Constante de reaireación de las aguas del río Algodonal.....	51
Figura 16. Temperatura del agua en cada uno de los puntos del río Algodonal.....	52
Figura 17. Factor de autodepuración calculad para cada uno de los puntos en el río Algodonal.....	54
Figura 18. Curvas SAG del comportamiento del OD respecto a la DBO tramo 1 del río Algodonal.....	58
Figura 19. Curva SAG comportamiento del OD con respecto a la DBO en el punto 4.....	64
Figura 20. Comportamiento de patógenos en la longitud del río.....	65
Figura 21. Tasa de decaimiento de patógenos.....	67

## Lista de Tablas

Tabla 1. Zonificación del cauce tras el vertido. ....	18
Tabla 2. Georeferenciación de los puntos de muestreo.....	35
Tabla 3. Caracterización hidráulica Punto Inicial sobre el río Algodonal . ....	37
Tabla 4. Caracterización hidráulica Punto 1 . ....	38
Tabla 5. Caracterización hidráulica Punto 2. ....	39
Tabla 6. Caracterización hidráulica Punto 3. ....	40
Tabla 7. Caracterización hidráulica Punto 4. ....	41
Tabla 8. Caracterización hidráulica Punto 5. ....	42
Tabla 9. Resumen de la caracterización hidráulica de cada uno de los puntos de muestreo en el río Algodonal.....	42
Tabla 10. Resultados de los parámetros registrados en cada punto de muestreo en el río Algodonal. ....	43
Tabla 11. Estadísticos de Caudales mensuales de la estación Abrego calculados para el periodo de 1997-2017. ....	44
Tabla 12. Estimación del tiempo de viaje entre tramos. ....	45
Tabla 13. Tiempo de recorrido entre tramos . ....	45
Tabla 14. Concentración de oxígeno disuelto vs temperatura. ....	47
Tabla 15. Déficit inicial de oxígeno en cada uno de los puntos . ....	48
Tabla 16. Constante de desoxigenación por punto.....	49
Tabla 17. Valores de constante de desoxigenación a 20°C . ....	50
Tabla 18. Constantes de reaeración para cada punto . ....	50
Tabla 19. Valores de reaeración de las aguas del río. ....	51
Tabla 20. Rangos de autodepuración de Fair . ....	53
Tabla 21. Factor de autodepuración para cada uno de los puntos tomados en el río Algodonal . ....	53
Tabla 22. Correspondencia entre las condiciones hidráulicas, las tasas cinéticas y el factor de autodepuración.....	54
Tabla 23. Resultado para las condiciones críticas en el tramo 1 del río Algodonal.....	56
Tabla 24. Cálculos de las variables de modelación para el tramo 1 del río Algodonal. ....	56
Tabla 25. Hoja de cálculo modelación de asimilación de la cuenca del río Algodonal.....	57
Tabla 26. Valores de DBO en aguas superficiales.....	59
Tabla 27. Niveles de complejidad de sistemas de tratamiento de agua. ....	60
Tabla 28. Dotación neta de agua potable por habitante/día . ....	60
Tabla 29. Dotación neta de agua potable según el clima. ....	60
Tabla 30. Coeficiente de retorno de aguas servidas.....	61
Tabla 31. Contribución de vertimientos de aguas residuales según nivel de complejidad. ....	61
Tabla 32. Población institución educativa Carlos Hernández Yaruro. ....	62
Tabla 33. Contribución institucional de vertimientos de aguas residuales domesticas. ....	62
Tabla 34. Resumen de cálculos de las variables de modelación para el tramo 2 (la Ermita-Bocatoma)....	62
Tabla 35. Valores entrada al modelo en el punto 4: la Ermita. ....	63
Tabla 36. Valores de patógenos y sólidos suspendidos totales en cada punto . ....	65
Tabla 37. Valores de temperatura del agua y de profundidad del cauce en cada uno de los puntos de muestreo del río Algodonal.....	66
Tabla 38. Valores calculados de tasa de decaimiento de patógenos en el río Algodonal. ....	67

## Introducción

La autodepuración es la capacidad natural de recuperación de las condiciones fisicoquímicas y biológicas previas al vertido de una sustancia contaminante (Flores, 2017). La presente investigación tuvo como propósito evaluar la capacidad de autodepuración del Río Algodonal, fuente abastecedora del acueducto del municipio de Ocaña. El río Algodonal es receptor del efluente de la laguna de oxidación del municipio de Abrego, que vierte un caudal promedio de 48 l/s de aguas residuales domesticas; así como por los provenientes de nuevos barrios que no están conectados al sistema de alcantarillado y que descargan las aguas residuales directamente a la quebrada Hato nuevo, con un caudal aforado de 590 l/s. Así mismo recibe los vertimientos procedentes del corregimiento de la Ermita, los cuales son depositados al río sin ningún tipo de tratamiento, con el agravante que sólo se encuentra a menos de cinco kilómetros de la bocatoma del acueducto del municipio de Ocaña.

El trabajo se enfocó en determinar el grado de autodepuración del río algodonal mediante la utilización de dos modelos unidimensionales de simulación: el modelo unidimensional de Streeter – Phelps y el modelo Qual2k. El modelo de Streeter – Phelps simula la evolución del oxígeno disuelto OD y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) dentro del agua, una vez haya recibido la descarga del vertimiento (Suarez, J. y Fernadez, N., 2008); mientras tanto el modelo Qual2k, que evalúa la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua a través de la simulación del comportamiento de varios parámetros de calidad del agua.

Para el efecto, se definieron los datos de entrada requeridos por cada uno de los modelos; se realizó la caracterización hidrológica del río y la selección de los puntos de muestreo; se calculó la carga contaminante proveniente de los vertimientos de aguas residuales domesticas del municipio de Abrego y del corregimiento de la Ermita; se caracterizaron los parámetros del agua del río algodonal en los diferentes puntos de muestreo; para finalmente estimar el grado de depuración del río algodonal mediante utilización de modelos de simulación Streeter & Phelps y Qual2k.

Se pretende tener una aproximación del estado actual del río Algodonal en lo que respecta a su capacidad de autodepuración como herramienta de carácter técnico, y como aporte al conocimiento científico sobre esta fuente hídrica.

Se espera que los resultados obtenidos sirvan para ser utilizados por la autoridad ambiental, así como a los generadores de los vertimientos como herramienta para generar un proceso de planificación del cuerpo de agua, a través del Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico – PORH

# Capítulo 1

## 1.1 Planteamiento del problema

Una de las causas del deterioro de la calidad del agua superficial lo constituye el vertimiento de aguas residuales provenientes de los sistemas de alcantarillado público, máxime cuando estas no son sometidas a algún proceso de tratamiento, o la eficiencia del tratamiento no es la más adecuada.

De hecho, el 80% de las aguas residuales provenientes de actividades humanas se vierte a los cursos de agua sin eliminar la contaminación” (PNUD, 2014).

Según el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (2004): El problema de las aguas residuales en Colombia se debe principalmente a la inapropiada o inexistente recolección, tratamiento y disposición final de los vertimientos y la cantidad excesiva de las aguas residuales de origen doméstico.

La contaminación de aguas superficiales con vertimientos de aguas residuales domesticas lleva consigo diversas consecuencias, tales como la alteración de las condiciones ecológicas, la restricción de su utilización para consumo humano o recreacional, la generación de costos de inversión en obras de infraestructura para su potabilización, además de las implicaciones en la salud por su consumo directo.

Para el caso de la presente investigación, se toma como objeto El río Algodonal, el cual nace en el páramo de Jurisdicciones, en el municipio de Abrego, Departamento de Norte de Santander, siendo la parte alta de la Gran cuenca del Catatumbo. Es un ecosistema de alta importancia ambiental, pues es la principal fuente de abastecimiento de agua para el acueducto del municipio de Ocaña, el cual posee una población de 98,229 habitantes (Alcaldía municipal de Ocaña, 2016).

El rio Algodonal viene recibiendo una fuerte presión ambiental a través de la descarga de vertimientos de aguas residuales domésticas provenientes del alcantarillado del casco urbano del municipio de Abrego, el cual atiende a 3.086 suscriptores, correspondiente a una población de 18.100 habitantes (Alcaldía municipal de Abrego, 2016).

A pesar que existe un sistema de tratamiento de agua residual domestica a través de una laguna de oxidación facultativa, la falta de mantenimiento hace ineficiente el proceso de remoción de la carga orgánica, lo cual se traduce en la recepción de una alta carga contaminante por parte del cuerpo de agua. Otro factor de contaminación lo constituye la creación de nuevos barrios en dicho municipio, los cuales no están conectados al sistema de alcantarillado, vertiendo directamente las aguas residuales al rio.

De otra parte, dentro del área de estudio se identifica también el corregimiento de la Ermita en jurisdicción del municipio de Ocaña, el cual no cuenta con un sistema tratamiento de aguas residuales domésticas y que de igual manera realiza las descargas directas al río Algodonal, con el agravante que lo hace a una distancia aproximada de tres kilómetros antes de la bocatoma del acueducto municipal de Ocaña.

A pesar de existir los instrumentos legales y normativos para la gestión integral del agua, la deficiente planificación aunada a las distintas presiones a que es sometida la fuente hídrica hace evidente la debilidad en la gobernanza del recurso en lo referente al control y uso por parte de la

institucionalidad. Una de estas circunstancias la constituye, por ejemplo, el hecho que hasta el momento no hayan realizado los ajustes y/o actualización de los planes de saneamiento y manejo de vertimientos, en los municipios que hacen parte del área de estudio.

El decreto 3930 de 2010 expresa que la autoridad ambiental competente deberá realizar el Ordenamiento del Recurso Hídrico y fijar su destinación y sus posibilidades de uso; los objetivos de calidad a alcanzar en el corto, mediano y largo plazo, así como determinar las zonas en las que se prohíba o condicione la descarga de aguas residuales en las aguas superficiales.

De igual forma dice que el proceso de Ordenamiento deberá tener en cuenta “La aplicación y calibración de modelos de simulación de la calidad del agua, que permitan determinar la capacidad asimilativa de sustancias biodegradables o acumulativas y la capacidad de dilución de sustancias no biodegradables y/o utilización de índices de calidad del agua, de acuerdo con la información disponible.”

## **1.2 Pregunta de investigación**

¿Cuál es la capacidad de autodepuración que tiene el río Algodonal, ante la descarga de vertimientos de aguas residuales domésticas, en el tramo comprendido entre la laguna de estabilización del municipio de Abrego y la bocatoma del acueducto de Ocaña?

## **1.3 Objetivos**

### **1.3.1 Objetivo General**

Determinar el grado de autodepuración del río Algodonal, mediante la utilización de modelos de simulación.

### **1.3.2 Objetivos Específicos**

- Realizar la caracterización hidrológica del río Algodonal en el tramo comprendido entre el vertimiento de la laguna de estabilización de Abrego y la bocatoma del acueducto del municipio de Ocaña.
- Calcular la carga orgánica vertida al río Algodonal, proveniente de las aguas residuales domésticas del municipio de Abrego y del corregimiento de la Ermita.
- Determinar las variables y parámetros a utilizar como datos de entrada requeridos por los modelos de simulación en cada uno de los puntos de muestreo del agua del río Algodonal.
- Estimar el grado de depuración del río Algodonal mediante utilización de modelos de simulación Streeter & Phelps y Qualk2k.

## **1.4 Justificación**

La guía nacional de modelación del recurso hídrico para aguas superficiales continentales, del Ministerio de Ambiente y desarrollo Sostenible considera la modelación de la calidad del agua como

una herramienta fundamental para la planeación, diseño e implementación de programas de control de la contaminación de los recursos hídricos.

Dentro de la legislación ambiental, específicamente en el decreto n°1076 de 2015 se dan las orientaciones para la planificación del recurso hídrico a través de un proceso de ordenamiento en el cual deben establecerse la destinación y los usos de los cuerpos de agua. Para ello le asigna a la autoridad ambiental competente: *“La aplicación y calibración de modelos de simulación de la calidad del agua, que permitan determinar la capacidad asimilativa de sustancias biodegradables o acumulativas y la capacidad de dilución de sustancias no biodegradables y/o utilización de índices de calidad del agua, de acuerdo con la información disponible* (Ministerio Ambiente y Desarrollo Sostenible , 2015).

Así mismo, en el artículo 6 del Decreto n° 3930 de 2010 se expresa que la autoridad ambiental deberá, entre otros “aplicar y calibrar modelos de simulación de la calidad del agua, que permitan determinar la capacidad asimilativa de sustancias biodegradables o acumulativas y la capacidad de dilución de sustancias no biodegradables y/o utilización de índices de calidad del agua, de acuerdo con la información disponible”.

El propósito de la presente investigación es el de tener es una aproximación del estado actual del Río Algodonal en lo que respecta a su capacidad de autodepuración tras recibir la carga contaminante, mediante la utilización de los modelos Streeter-Phelps y Qualk2k, como herramienta de carácter técnico, y como aporte al conocimiento científico sobre esta fuente hídrica.

Se espera que los resultados obtenidos con la investigación sirvan para ser utilizados por parte de la autoridad ambiental como parte del diagnóstico en el proceso de planificación del recurso, específicamente en lo que respecta a la definición de los objetivos de calidad, a la fijación de zonas en las que se prohíba o condicione la descarga de aguas residuales domésticas, así como también en la reglamentación de los vertimientos.

## Capítulo 2

### 2.1 Antecedentes

Uno de los problemas ambientales de contaminación de las aguas superficiales por el vertimiento de aguas residuales domesticas con sistemas de tratamiento ineficientes o sin ningún tipo de tratamiento previo. Campos, Cárdenas y Guerrero (2008) al respecto afirma: “La contaminación de origen doméstico genera un alto riesgo a nivel sanitario, debido a las altas concentraciones de microorganismos de origen fecal que se pueden encontrar...” máxime, cuando estas son utilizadas como fuente de abastecimiento para consumo humano.

A nivel de ecosistema, cuando se presenta un vertimiento de la carga contaminante de origen orgánico, se produce un enriquecimiento de nutrientes debido al incremento de la biomasa, trayendo como consecuencia la proliferación de algas, reflejado en la alteración natural del medio. Como respuesta, en las aguas superficiales apenas ingresa la carga contaminante se comienza a producir en forma natural un proceso de autodepuración en el cual intervienen fenómenos físicos químicos y microbiológicos.

Este proceso ha venido siendo objeto de estudio por parte de diferentes investigadores, a través de la evaluación del comportamiento de los parámetros de la calidad del agua en diferentes puntos aguas abajo del punto de descarga de la fuente contaminante.

Los estudios de autodepuración del agua históricamente han tomado como referencia la presencia de oxígeno en el agua, pues es conocida su afectación al recibir una carga de vertimientos de origen orgánico y su relación con el desarrollo de las especies presentes en un ecosistema acuático. En este sentido, los primeros estudios sobre calidad del agua en ríos tienen lugar en el río Ohio, entre 1914 y 1916, y fueron la base sobre la que se apoyó el trabajo pionero de Streeter y Phelps (1925) sobre modelación matemática del oxígeno disuelto” (Rueda, 2007).

De otra parte, Suarez J. y Fernández N., (2008) describe una línea de tiempo en la cual resalta los aportes realizados por otros investigadores, en los cuales se desarrollaron “las bases matemáticas y bioquímicas para el análisis del OD en corrientes y de forma más importante en sistemas asturianos, tales como el puerto de Nueva York”.

En la actualidad se han diseñado diferentes modelos que permiten simular el comportamiento de un cuerpo de aguas superficiales ante la contaminación recibida por un vertimiento. Dichos modelos funcionan mediante la utilización ya sea de los diferentes procesos ocurridos en el cuerpo de agua, o también por la evolución de los parámetros de calidad del agua. Es así como en algunos se mide la dispersión del contaminante, la reacción o transformación de los determinantes de la calidad del agua; otros tienen en cuenta la capacidad de asimilación, la cual se fundamenta en la determinación de las características fisicoquímicas e hidráulicas tanto de vertimiento, así como el de la corriente receptora.

Los más utilizados y las características particulares de cada uno de ellos. el modelo Streeter Phelps, “permite simular de manera simplificada el comportamiento del oxígeno disuelto (OD) en un río, ante la descarga puntual de carga orgánica (Palacios, M.; y Ordoñez J., 2017). Así mismo; dice sobre el modelo Qalk2E: “el programa simula el balance de calor y de temperatura en función de la meteorología en una escala de tiempo diario. Mientras que el modelo Qalk2K modela la calidad del

agua en los ríos y corrientes, como una versión mejorada que incluye entre otros elementos “dividir el sistema en segmentos diferentes longitudes, utiliza la DBO, calcula la anoxia reduciendo las reacciones de oxidación a cero niveles de oxígeno, además de modelar la desvitricación con respecto a los niveles de oxígeno presente.

En lo que respecta a trabajos realizados en el país, se reportan trabajos como el realizado por Rivera (2015) “Evaluación de La Cinética de Oxidación y Remoción de Materia Orgánica en La Auto purificación de un Río de Montaña” trabajo realizado en el departamento de Santander, Colombia, en el cual se determinó las tasas cinéticas y la evaluación de la auto purificación del río Frio.

También es importante mencionar el trabajo “Modelación de la calidad del agua del río Tunjuelo en dos escenarios de implementación del plan de saneamiento de Bogotá” realizado por Juan Manuel Castaño Ossa, en el cual tuvo como propósito evaluar el comportamiento de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y el Oxígeno Disuelto (OD) en el río.

De igual forma el trabajo publicado Duarte Silva, Cristian Camilo, “Determinación de la capacidad de autodepuración en un tramo del río Fonce en San Gil con base en el balance de oxígeno disuelto” en el cual, mediante el comportamiento del oxígeno y de la DBO, demostrando la capacidad de recuperación del oxígeno en el tramo de estudio.

En el trabajo Benavides, 2014 trabajo sobre: Aplicación del modelo de Streeter y Phelps para el estudio de la autodepuración de aguas residuales de una piscifactoría de truchas en un tramo del río las piedras (Popayán – Cauca – Colombia)” se hace una evaluación de la su capacidad de autodepuración después recibir los provenientes de actividades acuícolas.

## **2.2 Marco teórico**

### **2.2.1 Conceptos explícitos e implícitos del problema**

La autodepuración está definida como la capacidad natural de resiliencia de un curso de agua, frente a un proceso de contaminación, de recuperación de las condiciones fisicoquímicas y biológicas previas al vertido. Los contaminantes son diluidos en la masa de agua y transformados progresivamente mediante descomposiciones bioquímicas a otras formas más estables (Flores, 2017).

La materia orgánica presente en una descarga vertida a un río, hace que se consuma el oxígeno presente en el agua, alterando el equilibrio ecosistémico.

En este sentido, para que ocurra la autodepuración, en el agua se presentan una serie de procesos en los cuales la transformación de la materia orgánica es realizada por microorganismos en presencia de oxígeno, quienes la metabolizan para luego transformarla en nuevo material constitutivo celular, o a través de la coagulación de partículas gruesas que entran en suspensión dentro del cauce. Mediante procesos biológicos, los microorganismos requieren una suficiente cantidad de oxígeno. A esta cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para degradar la materia orgánica se le denomina DBO.

Desde el punto de vista de la evolución del disturbio, una vez ocurrido el vertimiento con una carga de materia orgánica, se aumenta la turbiedad en el agua por la presencia de sólidos suspendidos,



hecho que impide el desarrollo del fitoplancton al impedir el paso de la luz. Se presenta un descenso en oxígeno presente en el agua, que luego, en forma natural es compensado por un proceso de difusión de aire atmosférico y por la aireación obtenida por la dinámica fluvial, así como del producto del proceso de fotosíntesis.

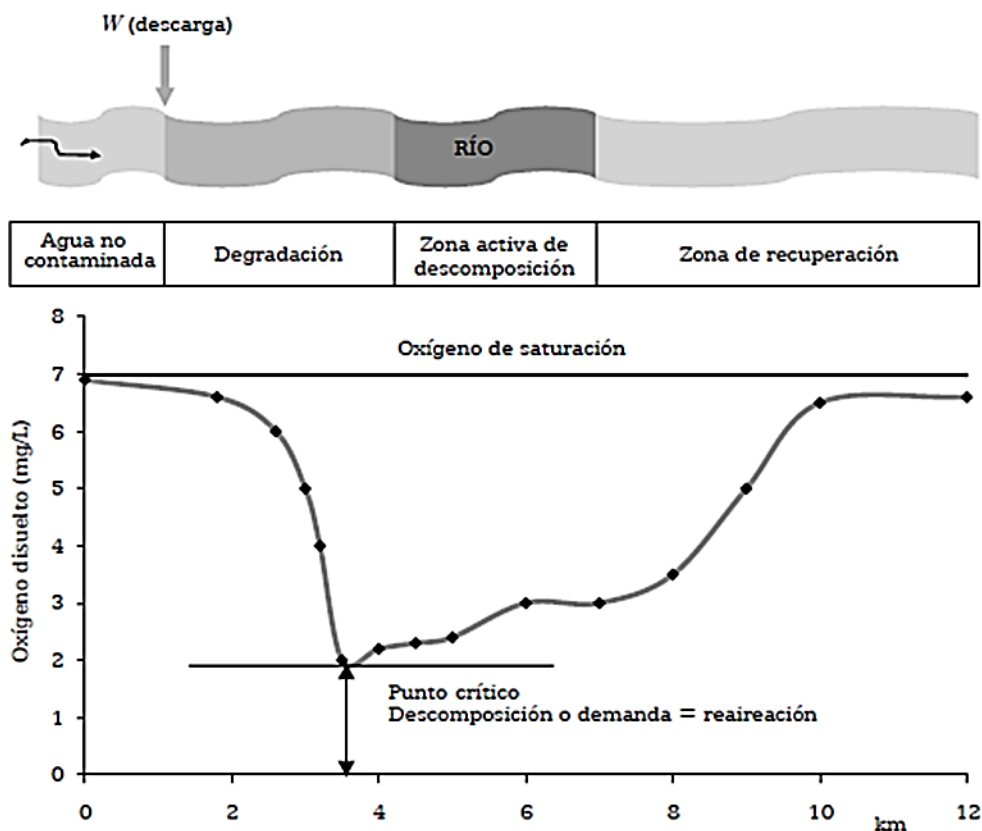


Figura 1. Comportamiento del oxígeno disuelto en una corriente de agua. Sierra, C. 2011.

En el comportamiento del vertido de una sustancia existen cuatro zonas de influencia bien definidas:

- zona de degradación: Es la zona inmediata a la incorporación de las aguas contaminadas al río. Es el área con mayores concentraciones de contaminantes.
- zona de descomposición activa: El oxígeno desciende a los niveles mínimos, pudiendo llegar a cero.
- zona de recuperación: Aumento del oxígeno, agua más clara, reaparición de la vida acuática macroscópica, disminución de hongos y aparición de algas.
- zona de agua limpia: Condiciones de corriente natural. El oxígeno disuelto está cerca de la saturación.

Tabla 1.  
*Zonificación del cauce tras el vertido*

<b>ZONA DE DEGRADACIÓN</b>	Características físicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Zona corta</li> <li>• Turbiedad elevada</li> <li>• No penetración de la luz solar</li> <li>• Formación de lodo en el fondo</li> <li>• Descomposición de la materia orgánica por actividad bacteriana</li> </ul>
	Características químicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción del O<sub>2</sub></li> <li>• Aumento del CO<sub>2</sub></li> <li>• Nitrógeno presente en forma orgánica</li> </ul>
	Características biológicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Desaparición de peces y plantas verdes</li> <li>• Aparición de algas, protozoarios y gusanos</li> <li>• Color variado</li> </ul>
	Características físicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Presencia de olor y burbujas de gas</li> <li>• Barro viscoso</li> <li>• Poca penetración de luz</li> </ul>
<b>ZONA DE DESCOMPOSICIÓN ACTIVA</b>	Características químicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reducción de O<sub>2</sub> que en la parte media de esta zona puede desaparecer</li> <li>• Presencia de ácido sulfhídrico y CO<sub>2</sub> al principio; y al final, metano y amonio y trazas de nitratos.</li> </ul>
	Características biológicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Abundancia de bacterias en la zona central.</li> <li>• Ausencia de peces y plantas verdes.</li> <li>• Eliminación de olores mediante aireación y efecto de la luz</li> </ul>
	Características físicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sedimentación en manera de suspensión</li> <li>• Características asimilables a la de las aguas naturales</li> </ul>
<b>ZONA DE AGUAS LIMPIAS</b>	Características químicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fenómenos de oxidación y reducción</li> <li>• Características asimilables a la de las aguas naturales</li> </ul>
	Características biológicas	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aparición de plantas superiores</li> <li>• Disminución de bacterias</li> <li>• Vida acuática normal</li> </ul>

Fuente: Bureau, V. 2008.

### 2.2.2 Conceptualización específica operacional.

Una de las aproximaciones para medir tanto la contaminación ocasionada por el vertimiento de una sustancia contaminante, así como su capacidad de asimilación de la misma la constituye la utilización de herramientas de modelización de la calidad del agua.

Estos modelos han mostrado ser de una gran utilidad en la planificación de recursos y en el adecuado manejo de la mayoría de los problemas de contaminación del agua.

“En términos generales, el proceso de modelación consiste en la representación de la realidad mediante un modelo conceptual, el cual implica una serie de simplificaciones e hipótesis que permiten describir de forma aceptable el sistema natural a representar” (Castillo G., 2004).

La modelación de un proceso permite proponer descripciones matemáticas simples para mejorar el análisis, la comprensión y la predicción del comportamiento de un proceso complejo dependiendo de los diferentes parámetros que lo componen (Pérez, A. y Torres, P., 2008). Para el caso puntual del recurso hídrico, dentro de la Guía Nacional de Modelación del Recurso Hídrico para Aguas Superficiales Continentales, del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, se considera un modelo de calidad del agua como “una representación matemática de los procesos de transporte y degradación de una o varias sustancias dentro de un cuerpo de agua. El propósito principal de un modelo de calidad del agua consiste en establecer el comportamiento más probable del cuerpo de agua en términos de su capacidad de asimilación y de auto-depuración bajo diferentes condiciones de caudal en el cuerpo receptor y de carga contaminante en los tributarios y vertimientos.”

De otra parte, dependiendo en gran medida de sus atributos físicos del medio que se va a simular, los modelos matemáticos pueden ser adimensionales, unidimensionales, bidimensionales o tridimensionales.

- **Modelos adimensionales.** Corresponden a aquellos que proporcionan la evolución del sistema con el tiempo en un sistema que carece de dimensiones espaciales. Estos modelos suponen que el medio es homogéneo en todas las direcciones.
- **Modelos unidimensionales.** Se usan para representar flujos de aguas en ríos, siendo la dirección considerada el sentido del escurrimiento. Estos proporcionan la evolución del sistema con el tiempo a lo largo de una dirección en el espacio, considerando que el medio es homogéneo en las otras dos direcciones.
- **Modelos bidimensionales.** Se utilizan en cauces de ríos con gran anchura, en los cuales las concentraciones de contaminante son variables a lo largo de la ribera del río. Para este se usa un sistema cartesiano que represente el sentido del flujo y a la dimensión lateral.
- **Modelos tridimensionales.** Su aplicación corresponde principalmente a estudios de aguas subterráneas y en sistemas más complejos de aguas superficiales. Necesitan de mayor información que los otros modelos, y necesitan mayor tiempo computacional, por lo que su uso se hace necesario en problemas de gran magnitud y cuando se dispone de recursos suficientes para su aplicación.

### 2.2.3 El modelo Streeter y Phelps

Este modelo simula la evolución del oxígeno disuelto dentro del agua una vez haya recibido la descarga de la carga contaminante. El modelo expandido de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno de Streeter y Phelps, es un modelo unidimensional relativamente sencillo, que soluciona por métodos analíticos la ecuación de balance de masa, considerando el estado estacionario.

Se parte de la hipótesis del supuesto que el río es homogéneo en toda la sección en la que se produce el vertido, tanto lateral como verticalmente. Igualmente, a una distancia  $x$  se produce la homogeneización de la mezcla de acuerdo a las características hidráulicas del río, adoptando la

hipótesis que existe una mezcla completa del contaminante en toda la sección del cuerpo de agua (Suarez, J. y Fernandez, N., 2008).

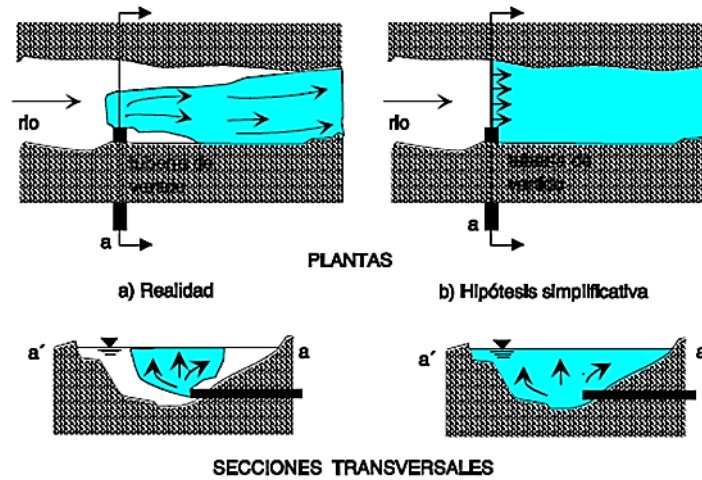


Figura 2. Hipótesis de mezcla completa en un punto. Suárez, J. 2008.

La ecuación general del modelo es la siguiente:

$$D = D_o e^{-K_a t} + \frac{K_d L_o}{K_a - K_d} (e^{-K_d t} - e^{-K_a t}) + \frac{K_N L_{oN}}{K_a - K_N} (e^{-K_N t} - e^{-K_a t}) - \frac{r_p - r_{Rp} - K_s H}{K_a} (1 - e^{-K_a t}) \quad (I)$$

Dónde:

- $D$  y  $D_o$  son el déficit de OD y OD en el punto de vertimiento.
- $t$  es el tiempo de recorrido.
- $L_o$  y  $L_{oN}$  corresponden a la DBO última carbonácea y DBO nitrogenácea.
- $K_N$  es la tasa de oxidación de la DBO nitrogenácea.
- $r_p$  es la velocidad de producción de oxígeno por fotosíntesis por unidad de tiempo y volumen de agua.
- $r_{Rp}$  es la velocidad de consumo de oxígeno por respiración por unidad de tiempo y volumen de agua.
- $k_s$  es la tasa de consumo de oxígeno por los sedimentos.
- $H$  es la profundidad del volumen de control.

## 2.2.4 El modelo Qual2k

El modelo dinámico unidimensional Qual2k, simula la hidrodinámica de calidad del agua en ríos y arroyos de bajo caudal, asume zonas anóxicas y tramos longitudinalmente heterogéneos, maneja tributarios, fuentes puntuales y difusas (Rivera, 2015).

Fue desarrollado por Steven Chapra y Greg Pelletier Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA). El modelo evalúa la capacidad de asimilación de un cuerpo de agua a través de la

simulación del comportamiento de varios parámetros de calidad del agua. Para su utilización, la corriente de agua es dividida en segmentos o tramos para los cuales habrá que realizarse el balance hídrico, un balance térmico y un balance de masas. Los resultados obtenidos permiten la modelación de las variaciones y el comportamiento de cada uno de los parámetros pedidos por el modelo.

- El modelo posee entre varias características las siguientes:
- La entrada de datos y resultados la hoja de cálculo Microsoft Excel.
- Se simula anoxia mediante la reducción de las reacciones de oxidación a niveles bajos de oxígeno.
- Modela la desnitrificación.
- Modelan la eliminación de patógenos: este indicador se determina en función de la temperatura, la luz y la solución o medio de reacción.
- La demanda de oxígeno en sedimentos (SOD) y los flujos de nutrientes se simulan en función de la solución de partículas de materia orgánica, reacciones de diagénesis dentro de los sedimentos, y las concentraciones de las formas solubles en las aguas supra yacentes.
- El modelo permite la calibración automática (Chapra, Pelleiter, & Tao., 1997).

Para su utilización se divide la corriente a estudiar en tramos de acuerdo a las condiciones propias del río, en el cual se debe tener en cuenta los tributarios que aporten caudales a la corriente principal, así como los vertimientos aportados.

## 2.3 Marco normativo

Existe en el país una variada legislación sobre la calidad del recurso hídrico, que aplican para el caso de la presente investigación.

En cuanto a las funciones de la autoridad ambiental la Ley General Ambiental de Colombia (Ley N° 99, 1993) en su artículo n° 31, establece las funciones de las corporaciones autónomas regionales dentro de las cuales se encuentra la de evaluación, control y seguimiento ambiental de los usos del agua, así como lo relacionado con el vertimiento de sustancias o cualquier tipo de residuos a las aguas, que puedan causar daño o poner en peligro el normal desarrollo sostenible de los recursos naturales renovables.

El decreto n°3930 de 2010 establece las disposiciones relacionadas con los usos del recurso hídrico, el ordenamiento del recurso hídrico y los vertimientos al recurso hídrico, al suelo y a los alcantarillados, donde el artículo n° 4 establece la obligación de la autoridad ambiental competente para realizar el ordenamiento del recurso hídrico con la finalidad de realizar clasificar las aguas superficiales, fijar los usos para la cual estará destinada, así como sus posibilidades de aprovechamiento. Asimismo establece los criterios de priorización para el ordenamiento del recurso hídrico. Dentro de estos criterios lo constituye aquel en donde la autoridad ambiental esté adelantando el proceso para el establecimiento de las metas de reducción, que es el caso del río Algodonal.

De igual forma, el artículo n°6 contempla los aspectos mínimos del ordenamiento del recurso hídrico, específicamente el numeral n° 8 establece: *“La aplicación y calibración de modelos de simulación de la calidad del agua, que permitan determinar la capacidad asimilativa de sustancias biodegradables o acumulativas y la capacidad de dilución de sustancias no biodegradables y/o utilización de índices de calidad del agua, de acuerdo con la información disponible.”*

El decreto n°2667 de 2012 reglamenta la tasa retributiva por la utilización directa e indirecta del agua como receptor de los vertimientos puntuales. De igual manera brinda las directrices en lo que tiene que ver con las metas de carga contaminante para los prestadores del servicio de alcantarillado, y sobre los proyectos de inversión en descontaminación y monitoreo de la calidad del recurso hídrico.

## Capítulo 3.

### 3.1 Materiales y métodos

Para el desarrollo del trabajo se utilizó un tipo de investigación no experimental, exploratoria de carácter explicativa con un enfoque mixto (cualitativo y cuantitativo -descriptivo y de correlación de variables).

#### 3.1.1 Población

La población la constituye el río Algodonal en el tramo comprendido entre el efluente de la laguna de oxidación del municipio de Abrego y la bocatoma del acueducto del municipio de Ocaña.

#### 3.1.2 Muestra

La constituye los cinco puntos de monitoreo en el río Algodonal en función de la topografía de la zona, la facilidad del acceso y la relación de la distancia entre punto y punto.

#### 3.1.3 Variables

La variable a tener en cuenta se corresponde con la entrada de datos exigida por cada uno de los modelos. Teniendo en cuenta que los modelos simulan el comportamiento de los parámetros en su variación en función del tiempo y en el espacio, se tendrá en cuenta las siguientes variables:

Para el modelo Streeter-Phelps: longitud del tramo ( $Lt$ ), velocidad de la corriente ( $V$ ), profundidad media ( $H$ ), Caudal ( $Q$ ) temperatura del agua ( $T^{\circ}C$ ), Demanda Biológica de Oxígeno en mg/l ( $DBO_5$ ), Oxígeno Disuelto (OD) en mg/l.

Para el modelo de Qual2K los datos de entrada corresponden a: ( $Q$ ) Caudal, Demanda Bioquímica de Oxígeno ( $DBO_5$ ), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Potencial de hidrógeno (pH), Temperatura ( $T^{\circ}C$ ), Oxígeno Disuelto (OD), , Coliformes Fecales y Coliformes Totales.

#### 3.1.4 Fases

Para el desarrollo del trabajo se plantearon cuatro fases que se describen a continuación:

**Fase 1: Determinación de las condiciones hidráulicas e hidrológicas.** En lo que respecta a la época de estiaje se obtuvo información secundaria de registros históricos de caudales, provenientes de estaciones hidrométricas presentes en el área de estudio, que permitieran establecer los meses con menores caudales medios, relacionándolos con periodos de lluvias.

Así mismo se utilizó información del catálogo nacional de estaciones del IDEAM sobre precipitación, temperatura, humedad relativa y evaporación de los últimos 20 años, recolectadas en las estaciones presentes en el área de estudio.

**Fase 2. Determinación de puntos de muestreo.** Se escogieron cinco puntos de muestreo entre la laguna de estabilización de Ábrego y la planta de agua potable de la Empresa de Servicios Públicos de Ocaña. Los sitios se seleccionaron teniendo en cuenta características como la facilidad de acceso, la representatividad relacionada entre las condiciones de mezcla del cuerpo del agua con los vertimientos, y las condiciones de seguridad del personal que tomó las muestras.

**Fase 3. Campañas de muestreo (trabajo de campo).** La campaña de muestreo se realizó en la época de estiaje determinada para el río Algodonal, específicamente en la primera quincena del mes de marzo de 2018.

En un trabajo preliminar se determinó tanto el caudal de aguas residuales entrante a la laguna de estabilización del municipio de Abrego, en sus horas pico, así como el caudal del efluente.

Para la determinación de la calidad del agua del río Algodonal en los diferentes puntos de muestreo se tomaron muestras puntuales, integradas y compuestas, las cuales fueron enviadas al Laboratorio especializado en el análisis de la calidad físico-química del agua, de la Pontificia Universidad Pontificia Bolivariana, sede Bucaramanga; el cual está acreditado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM; así como al laboratorio de la empresa Servianalítica Profesionales S.A.S. en el municipio de Ocaña.

Los parámetros tenidos en cuenta fueron:

- Temperatura del agua (°C)
- Oxígeno disuelto (mg/L O)
- DBO (mg/L O)
- NTK (mg/L N)
- Fósforo Total (mg/L P)
- Coliformes Fecales (NMP/100 mL)
- SST (mg/L)

**Fase 4. Determinación de los requerimientos exigidos por los dos modelos.** En esta fase se establecen las variables a modelar, tales como las condiciones hidrológicas de la corriente y las condiciones de transporte de las sustancias contaminantes.

Teniendo en cuenta que los dos puntos críticos de vertimientos lo constituyen el efluente de la laguna de oxidación y la descarga de la quebrada Ato Viejo en el municipio de Abrego; y los vertimientos del corregimiento la Ermita en el municipio de Ocaña, se seleccionaron estos dos tramos para el modelo Streeter- Phelps.

## 3.2 Técnicas de recolección de la información

Para la realización del proyecto se comienza con la recolección de la información preliminar, iniciando con la búsqueda de las entidades que poseen responsabilidades sobre el río Algodonal, y la información sobre vertimientos, concesiones y usos del agua.

### 3.2.1 Información preliminar.

Entidades que tienen responsabilidades sobre el río Algodonal e información suministrada.

IDEAM. Fortalece la capacidad tecnológica, científica, administrativa y financiera para producir la información hidrológica, meteorológica y ambiental de manera oportuna y con la calidad que requieran la ciudadanía, los sectores públicos y privados del país (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, s.f.). El IDEAM publicó la Guía para el Monitoreo de Vertimientos, Aguas Superficiales y Subterráneas con base a la cual se realizaron las campañas de monitoreo en el río Algodonal.

CORPONOR. Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental. Ejecuta políticas, planes, programas y proyectos sobre medio ambiente y recursos naturales renovables (Corporación



Autónoma Regional de la Frontera Nororiental, 2013). La corporación publicó el Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica del río Algodonal en el año 2010 y nos proporcionó información sobre las concesiones y vertimientos en el río Algodonal.

Alcaldía de Ábrego. La alcaldía debe velar por el buen funcionamiento del sistema de tratamiento de las aguas residuales de este municipio. Se utilizó el Plan de Desarrollo Municipal de Ábrego 2016-2019 como fuente de información.

Alcaldía de Ocaña. La alcaldía de Ocaña brinda información sobre el saneamiento básico del corregimiento de la Ermita. Se utilizó el Plan Básico de Desarrollo Territorial 2002-2011.

### 3.2.2 Fuentes de información utilizadas

Para la revisión documental se tomó como referencia los trabajos de investigación, libros y artículos científicos que se encontraban en la base de datos Scopus, también en algunos repositorios institucionales como el de la Universidad Nacional de Colombia, Universidad de La Salle, Unisangil, Pontificia Universidad Javeriana, Universidad de Granada, Universidad Francisco de Paula Santander y el repositorio de la Universidad Santo Tomás. En los informes de las Corporaciones Autónomas Regionales, en páginas de IDEAM, Min Ambiente, y en artículos de investigación de las revistas de como RCCP de Colombia y la revista electrónica de la Agencia de Medio Ambiente de Cuba, entre otras.

El libro *“Control de la Calidad del Agua”. Procesos fisicoquímicos.*, de Walter J. Weber Jr., donde explica la dinámica de los procesos fisicoquímicos de una masa natural de agua o en un reactor de tratamiento de aguas residuales (Walter J., 1979).

En el artículo *“Changes in the self-purification capacity of the Magdalena River due to climate change”* explica que uno de los factores que afecta la autodepuración es el cambio climático, ya que el aumento de las temperaturas y las impredecibles precipitaciones están modificando considerablemente la capacidad de autodepuración de los ríos (Montes, Navarro, Domínguez, & Jiménez, 2013).

Una de las referencias para la comprensión de los parámetros de la calidad del agua es el libro denominado: *“Parámetros Físicos, Carga Orgánica y Nutrientes”* de Castro, M., 1995, en donde se especifica la definición, la aplicación en el agua potable, en las aguas residuales, en la vida acuática y en la determinación en terreno y en el laboratorio de los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua, además se exponen los rangos de los parámetros que pueden indicar contaminación de la fuente o el valor adecuado para garantizar la vida acuática, entre otros (Castro, 1995).

En el proyecto de investigación *“Modelación de la Calidad del Agua en Corrientes Naturales Mediante Sistemas No Lineales Acoplados”* se presenta una primera aproximación para el desarrollo de una herramienta para la modelación acoplada de la calidad del agua, mediante ecuaciones no lineales. Además se especifican algunos conceptos de la modelación que facilitan el análisis de la información (García, 2008).

Otras fuentes de información consultadas se relacionan a continuación:

- Análisis simplificado de oxígeno disuelto en el río Ubaté por el modelo qual2k (Santamaría Alzate, 2013).

- Informes de la síntesis ambiental de Norte de Santander, archivos de concesiones de la Corporación autónoma regional de la Frontera Nororiental.
- La caracterización morfológica de la cuenca del río Algodonal obtenida a través de un Modelo de Elevación Digital DEM procesada con el software ArcGis 10.5.
- Estudios fisicoquímicos y microbiológicos del río Algodonal realizados por la empresa Servianalítica Profesionales S.A.S.
- Datos obtenidos en campo (aforo de caudal).
- Observaciones in situ (propiedades organolépticas del río Algodonal en las estaciones de muestreo).
- Protocolo para el monitoreo y seguimiento del agua (IDEAM, 2007)

La información recolectada en esta etapa es la base para la selección de los parámetros necesarios para medir la capacidad de autodepuración del río Algodonal.

### **3.2.3 Recolección de la información climatológica**

Se consultó la información del catálogo nacional de estaciones meteorológicas del IDEAM correspondiente al periodo comprendido del año 1997 al año 2017, ya que de los años anteriores se presentaba datos incompletos. También se verificó que las estaciones estuvieran activas.

## **3.3 Realización del trabajo de campo**

### **3.3.1 Ubicación de los vertimientos**

Se realizó un reconocimiento en campo para buscar vertimiento de aguas residuales domesticas alrededor de las estaciones de monitoreo, por la facilidad de acceso al río Algodonal. Adicional a esto, se realizó un sobrevuelo de la zona de la Laguna de estabilización en Ábrego con un drone DJI Phantom para identificar el origen del agua residual de un vertimiento aguas debajo de la Laguna.

### **3.3.2 Aforo y toma de muestras**

En virtud de la topografía del terreno, se midieron diferentes profundidades a lo largo de la sección transversal y su correspondiente distancia. Luego se graficaron los datos con ayuda de un Excel para obtener el perfil transversal de cada estación de monitoreo.

a) La verificación de que las estaciones de monitoreo cumplan con las consideraciones del IDEAM.

b) Se inicia delimitando un transepto a lado y lado de la sección con una cuerda aforada cada metro o a consideración del técnico (la precisión de las mediciones del caudal depende en gran parte del número de verticales que se tomen para la ejecución de las mediciones para el aforo, profundidad, velocidad, toma de muestras de agua, etc). Para la realización del perfil transversal es necesario conocer las alturas en cada sub división de la sección. Finalmente se toman las velocidades con el correntómetro en medio de cada división, sumergido a la mitad de su altura.

- c) La velocidad promedio resultante de las mediciones, se toma como la velocidad media para la estimación de los tiempos de viaje.
- d) Para la toma de muestras es necesario ubicarse en medio del río. Se llenan los 3 recipientes, el primero de plástico con tapa rosca de capacidad de 2 litros para los parámetros fisicoquímicos, el recipiente de vidrio con tapa rosca para los análisis microbiológicos y el Winkler para la determinación del oxígeno disuelto.
- e) Para la preservación de las muestras se refrigeraron y se llevaron a una cava sellada. En el caso de la prueba de Oxígeno disuelto se preservó con sulfato maganoso, alcaliyoduro acida y ácido sulfúrico concentrado (un mililitro de cada reactivo).
- f) Luego se enviaron al laboratorio de la empresa Servianalítica Profesionales S.A.S. en el municipio de Ocaña, para su respectivo análisis.

Los aforos realizados en el periodo de muestreo, estuvieron en el contexto de variabilidad climática. Se tuvo en cuenta los datos históricos mensuales de tiempo en Ábrego y Ocaña, en los que se describe que el periodo seco corresponde a los meses de diciembre hasta marzo y los de lluvia de abril hasta el mes de noviembre.

### 3.3.3 Determinación de la carga contaminante de los vertimientos más significativos.

En el caso de Ábrego, se obtuvo información de la Unidad de Servicios Públicos de Ábrego sobre el número de suscriptores, el caudal de entrada de las dos captaciones, la continuidad del servicio y confirmó que el barrio Ato Viejo posee sistema de alcantarillado pero sin conexión a la PTAR (Torrado Ascanio, 2018).

Para el corregimiento de la Ermita, se midió el caudal de entrada a la planta de tratamiento de agua y las horas de continuidad del servicio y el número de suscriptores. Con esta información se realizaron los cálculos respectivos, tomando como base las indicaciones planteadas en el Reglamento Técnico Agua Potable (Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio, 2010).

## 3.4 Formulación y Simulación de Escenarios

### 3.4.1 Modelo Streeter-Phelps.

La metodología de Streeter-Phelps, permite calcular el déficit y la recuperación del oxígeno, después que la fuente haya recibido el vertido de la carga contaminante.

**Balance de masas.** Para determinar la evolución de la carga contaminante contaminación tributada por el vertimiento de aguas residuales domesticas en el rio, se planteó una ecuación del balance de masas.

$$C_m = \frac{Q_R * C_R + Q_V * C_V}{Q_R + Q_V} \quad (2)$$

Dónde:

$Q_R$  = caudal circulante por el río aguas arriba del punto de vertido (m<sup>3</sup>/s).

$C_R$  = concentración del parámetro indicador de contaminación seleccionado (mg/L).

$Q_V$  = caudal del vertido (m<sup>3</sup>/s).

$C_V$  = concentración del parámetro indicador de contaminación seleccionado (mg/L).

$C_m$  = concentración final de la corriente de agua aguas abajo del vertido (mg/L).

**Homogeneización de la mezcla.** Teniendo en cuenta que el vertimiento se realiza desde la ribera del río, se calculó la distancia de la homogeneización de la mezcla utilizando la siguiente ecuación:

$$L_m = 0.12 * U \frac{B^2}{H} \quad (3)$$

Dónde:

$L_m$  = Distancia desde la fuente hasta la zona en donde la descarga se ha mezclado completamente en la masa de agua, en metros.

$U$  = velocidad media en el tramo, en metros por segundo.

$B$  = anchura media en el tramo, en metros.

$H$  = profundidad media de la corriente, en metros.

En el caso del corregimiento de la Ermita, teniendo en cuenta que no existe un sistema de alcantarillado, los vertimientos existentes son de carácter no puntual; por tanto, se recurrió al cálculo a través de lo establecido en el Título E del Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico, en lo que tiene que ver con la medición de caudales.

En lo referente a la caracterización hidrológica, relacionada con la estimación del tiempo medio de viaje; las características hidrodinámicas de la corriente como la profundidad del agua y las velocidades media máxima; se realizó según lo estipulado en la metodología para la definición de la longitud de influencia de vertimientos sobre corrientes de agua superficial (Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, 2013).

Para la determinación de la calidad del agua del río Algodonal, se ubicaron cinco puntos de muestreo, teniendo como base consideraciones del Protocolo para el Monitoreo y Seguimiento del Agua (IDEAM, 2007). Para la estimación del grado de autodepuración del río Algodonal, se utilizaron dos modelos: El modelo streeter Phelps y el modelo de calidad de agua corriente “Water Quality Model” (QUAL2K).

En lo que respecta al modelo de calidad del agua QUAL2K, desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental (EPA), El QUAL2Kw “es un modelo gratuito de calidad el agua que tiene la capacidad de simular una corriente principal y tres corrientes secundarias, las cuales pueden ser manejadas de manera independiente o integrarse a la corriente principal dependiendo de las necesidades del usuario” (Castro Huertas, 2015).

El modelo utiliza otras variables no contempladas en el modelo Streeter Phelps, dentro de estas se encuentra constante de desoxigenación, la cual es un indicador del comportamiento de la DBO en un periodo de tiempo.

Esta constante puede calcularse mediante la siguiente ecuación: (Sierra, 2011)

$$\frac{d}{dt} = L * K_1 \quad (4)$$

O también :

$$L = L_0 e^{-k_1 t} \quad (5)$$

Donde:

- $\frac{d}{dt}$  = Tasa de oxidación de la materia orgánica
- $L$  = Materia orgánica remanente en el tiempo  $t$ , mg/L
- $t$  = Tiempo de reacción, d
- $K_1$  = Constante de desoxigenación, base e,  $d^{-1}$
- $t$  = Tiempo, d

Otra variable a tener en cuenta es la constante de reaireación, la cual determina cómo, a través del movimiento de las masas de agua en el caudal de un río, se renueva el oxígeno, principalmente por difusión del aire.

La constante de reaireación puede calcularse mediante la aplicación de las siguientes ecuaciones:

$$\text{O'Connor y Dobbins: } K_2 = 3.93 \frac{U^{0.5}}{K^{1.5}} \quad (6)$$

$$\text{Churchil : } K_2 = 5.026 \frac{U}{H^{1.67}} \quad (7)$$

$$\text{Owens y Gibbs: } K_2 = 5,032 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}} \quad (8)$$

Donde:

$K_2$  = Constante de reaireación,  $d^{-1}$

$U$  = Velocidad de la corriente, m/s

$H$  = Profundidad de la corriente, m

De igual manera, se debe determinar la concentración de saturación en el agua, mediante la siguiente expresión:

$$ODS = 14,652 - (0,41022 * T) + (0,007991 * T^2) - (0,000077774 * T^3). \quad (9)$$

Dónde:

- $ODS$  = concentración de saturación de OD, mg/l
- $T$  = temperatura, °C

Esta ecuación aplica para condiciones de nivel del mar y a presión de una Atm y 760 mm/Hg.

En condiciones de diferentes altitudes se debe corregir el valor de ODS

$$P = 760 e^{\frac{E}{8.005}} \quad (10)$$

Donde:

$P$  = presión atmosférica a la elevación  $E$ , mm Hg

$E$  = elevación, msnm (Romero Rojas, 2004)

Una vez realizados los cálculos pertinentes, el modelo permite una representación gráfica del comportamiento de la fuente contaminada, mediante una gráfica SAG y teniendo como referencia los valores de oxígeno disuelto y de DBO.

La curva se obtiene de graficar la siguiente ecuación:

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} \ln \left[ \frac{K_2}{K_1} \left( 1 - \frac{D_0(K_2 - K_1)}{K_1 L_0} \right) \right] \quad (11)$$

$$D_c = \frac{K_1}{K_2} L_0 e^{-K_1 t_c} \quad (12)$$

Dónde:

$t_c$  = tiempo de flujo hasta el punto crítico, d

$D_c$  = Déficit crítico, mg/l

$K_1$  y  $K_2$  = Constantes definidas anteriormente,  $d^{-1}$

$D_0$  = Déficit inicial de oxígeno, mg/l

$L_0$  = DBOUC inicial para  $t=0$ , mg/l

### 3.4.2 Estimación de la tasa de decaimiento de patógenos

Para conocer el grado de autodepuración del río en lo que respecta se tiene en cuenta la Estimación de la tasa de decaimiento de patógenos. Para el efecto se utiliza como parámetro la presencia de coliformes totales en el cuerpo de agua; para ello se utiliza la ecuación propuesta por (Chapra, Pelleiter, & Tao., 1997):

$$C_t = C_0 e^{-k_b t} \quad (13)$$

Donde:

$C_t$  = Concentración en el tiempo  $t$

$C$  = concentración de coliformes en NMP/100ml

$C_0$  = concentración inicial de coliformes

$K_b$  = tasa de decaimiento total ( $d^{-1}$ ).

De otra parte, para el cálculo de tasa de decaimiento de patógenos se debe tener en cuenta aparte de la tasa de mortalidad ( $K_b$ ); la tasa de perdida por radiación solar y la tasa de adherencia por sedimentación.

Así entonces la tasa de decaimiento se representa por la expresión:

$$K'_b = K_{b1} + K_{bi} + K_{bs} \quad (14)$$

Donde:

$K'_b$  = tasa de decaimiento total ( $d^{-1}$ ).

$K_{b1}$  = tasa de mortalidad base ( $d^{-1}$ ).

$K_{bi}$  = tasa de perdida por radiación solar ( $d^{-1}$ ).

$K_{bs}$  = tasa de pérdida por sedimentación.

Para calcular tasa de mortalidad base  $K_{b1}$  se tiene en cuenta la salinidad del agua.

$$K_{b1} = (0.8 + 0.2s) * 1.07^{t-20} \quad (15)$$

La salinidad para aguas dulces es cero.

La expresión para el cálculo de pérdida de patógenos por efectos de la radiación es la siguiente:

$$K_{b1} = \alpha * I$$

Donde:

$\alpha$  = constante de proporcionalidad.

I: energía lumínica.

La tasa de pérdida por sedimentación se puede calcular mediante la expresión:

$$K_{bs} = F_p * \frac{V_s}{H} \quad (16)$$

Donde  $F_p$  es la fracción de bacteria atacadas por partículas.

Entonces la tasa de decaimiento total se obtiene mediante la siguiente expresión:

$$K_b = (0.8 + 0.02s) * 1.07^{t-20} + \frac{\alpha}{keH} * (1 - e^{-keH}) + F_p * \frac{V_s}{H} \quad (17)$$

A manera de síntesis, el siguiente Figura 3 se ilustra los pasos a seguir para el desarrollo de la investigación:

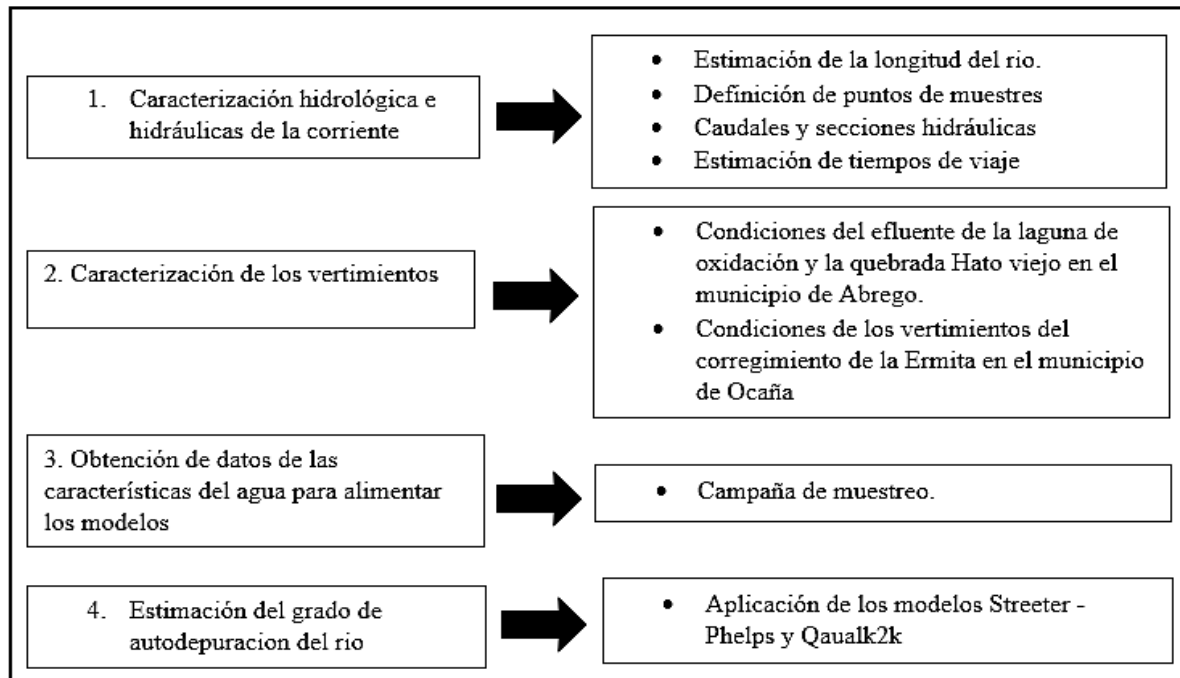


Figura 3. Hoja de ruta para el desarrollo de la investigación. Elaboración propia.

### 3.5 Área De Estudio

La cuenca del río Algodonal se ubica en el occidente del departamento de Norte de Santander y cubre un área de 74.639 hectáreas con una longitud de 62.7 kilómetros. El área está comprendida en jurisdicción de los municipios de Ocaña, Ábrego, Ocaña y La Playa de Belén.

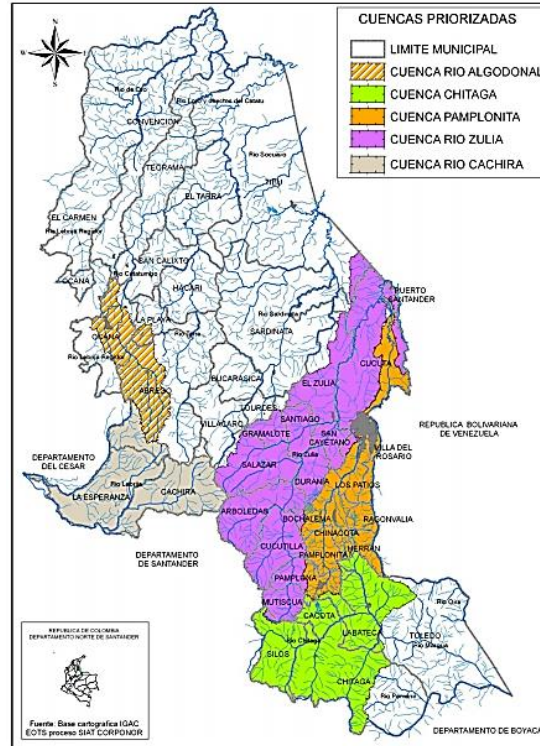


Figura 4. Localización Geográfica del área de estudio. CORPONOR, 2018.



Por su parte el río Algodonal nace en el páramo de Jurisdicciones a una altura de 3600 m.s.n.m, en el municipio de Ábrego.

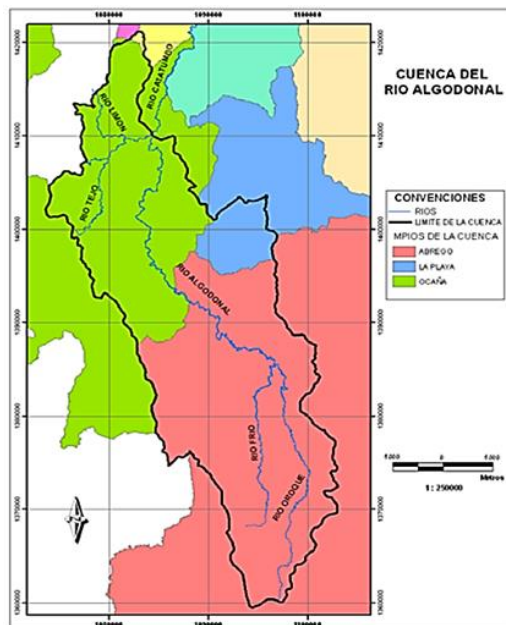


Figura 5. Cuenca hidrográfica del río Algodonal. CORPONOR, 2018.

A continuación en la Figura 6 se ilustra la cuenca hidrográfica de interés en modelo 3D.

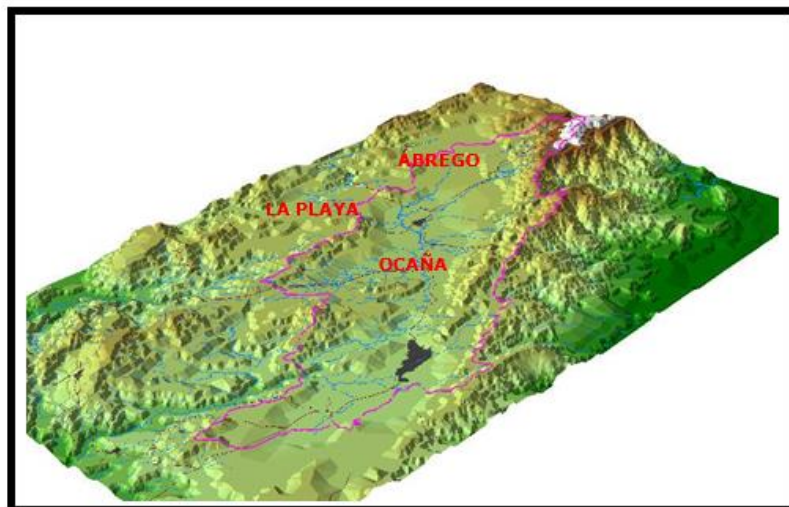


Figura 6. Cuenca del río Algodonal en imagen 3D. CORPONOR, 2010.

## Capítulo 4.

### 4.1 Discusión de resultados

#### 4.1.1 Caracterización hidrológica e hidráulica del río Algodonal.

**Climatología del área de estudio.** Teniendo en cuenta la correlación directa existente entre la precipitación y el comportamiento de los caudales, se solicitó información del catálogo nacional de estaciones del IDEAM sobre precipitación de los últimos 20 años registradas en la estación existente en el área de estudio. En la figura 7 se muestra el mapa de las estaciones climatológicas utilizadas para la caracterización climática en el límite de la Cuenca Hidrológica del Río Algodonal (CORPONOR, 2010).

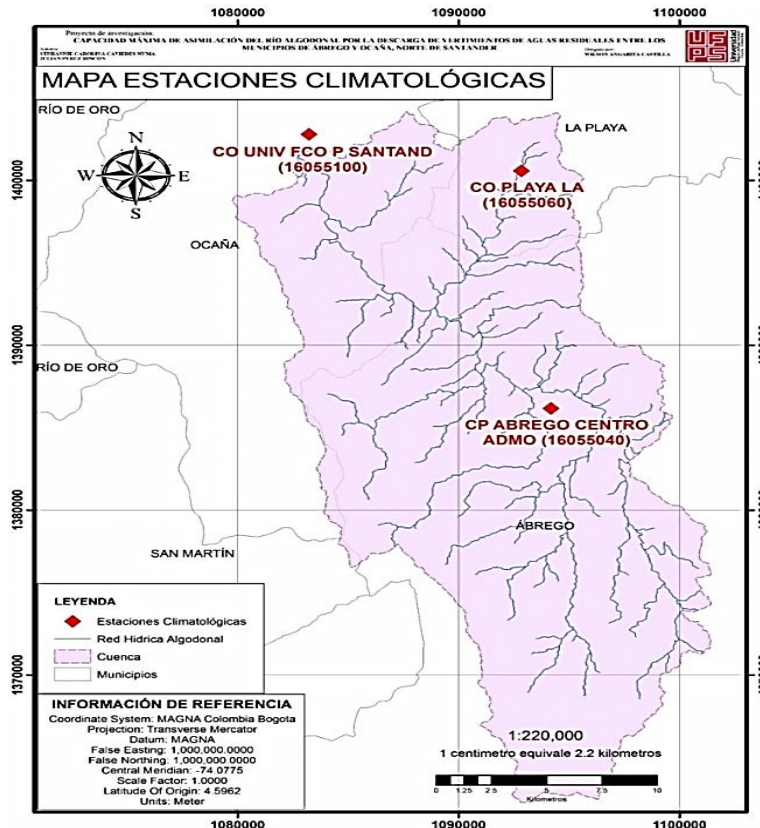


Figura 7. Ubicación de las estaciones climatológicas cercanas a la cuenca del río Algodonal. Perez & Caviedes, 2018.

Los datos registrados en la Estación Abrego Centro para el periodo de 1997 a 2017, se presentaron lluvias de más de 600 mm / año y una precipitación máxima de 1462 mm en el año 2011. En la figura 8 se presenta el registro histórico de precipitaciones para la zona objeto de estudio.

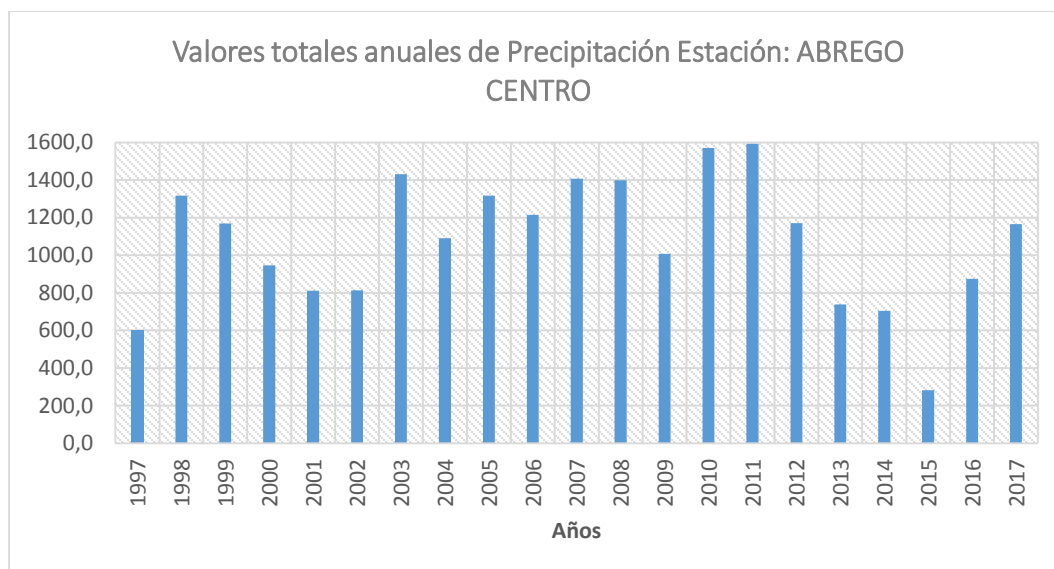


Figura 8. Valores históricos de precipitación Estación Ábrego. IDEAM, 2017.

**Selección de las estaciones de muestreo.** Para la toma de datos en campo se seleccionaron cinco puntos de muestreo que se ven reflejados en la tabla 2:

- Punto inicial: Ubicado aguas arriba de la descarga de la laguna de estabilización del municipio de Ábrego.
- Punto 1: Corresponde a 204 metros aguas abajo de la descarga de agua residual de la laguna de estabilización del municipio de Ábrego y del afluente proveniente de la descarga de aguas residuales de la quebrada Hato Nuevo.
- Punto 2: Cerca de la estación de servicio de Terpel, ubicada a 6.587 metros aguas debajo del punto inicial.
- Punto 3: Ubicado en cercanías de la planta trituradora de piedras Guayabal E.A.T., localizado a 8.940 metros aguas abajo del punto 2.
- Punto 4: En cercanías al condominio campestre a Algodonal Club, localizado a 8.804 metros aguas abajo del punto 3, y después del corregimiento de la Ermita.
- Punto 5: Localizado a 4.909 del punto 4, justamente en la bocatoma de captación de la planta de tratamiento de agua potable E.S.P.O. S.A.

Tabla 2.

*Georeferenciación de los puntos de muestreo*

Punto	Distancia (km.)	Elevación (m.s.n.m)	coordenadas	
			latitud	longitud
punto inicial	0	1356	8°5'44'' N	73°13'18'' O
Punto 1	0.204	1355	8°5'44'' N	73°13'23'' O
Punto 2	6.587	1336	8°6'34'' N	73°14'59'' O
Punto 3	8.940	1306	8°8'40'' N	73°16'55'' O
Punto 4	8.804	1253	8°11'22'' N	73°18'58'' O
Punto 5	4.909	1205	8°13'13'' N	73°19'14'' O

Fuente: Elaboración propia.

En la figura 9 se ilustran los puntos de monitoreo en el tramo objeto de estudio.

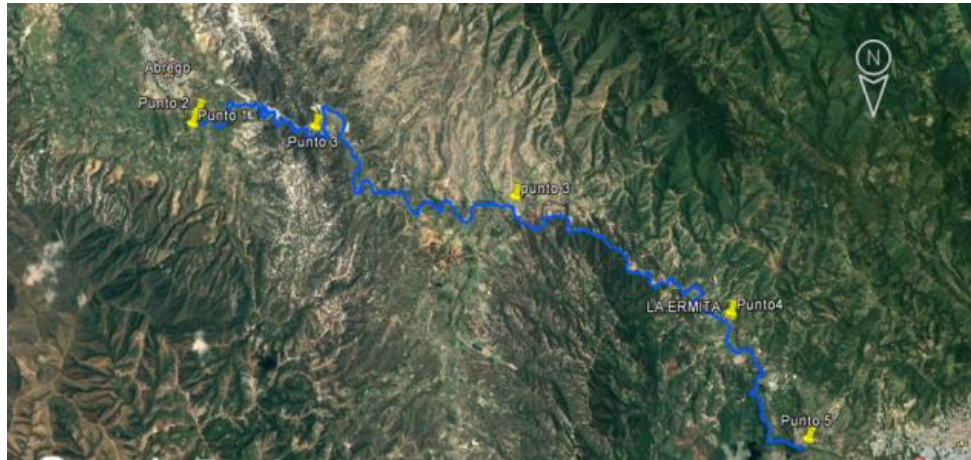


Figura 9. Localización satelital de los puntos de muestreo sobre el rio Algodonal. Google Earth, 2018.

En la figura 10 se especifican los puntos de muestreo con sus tramos y sus respectivas distancias entre cada uno de ellos.

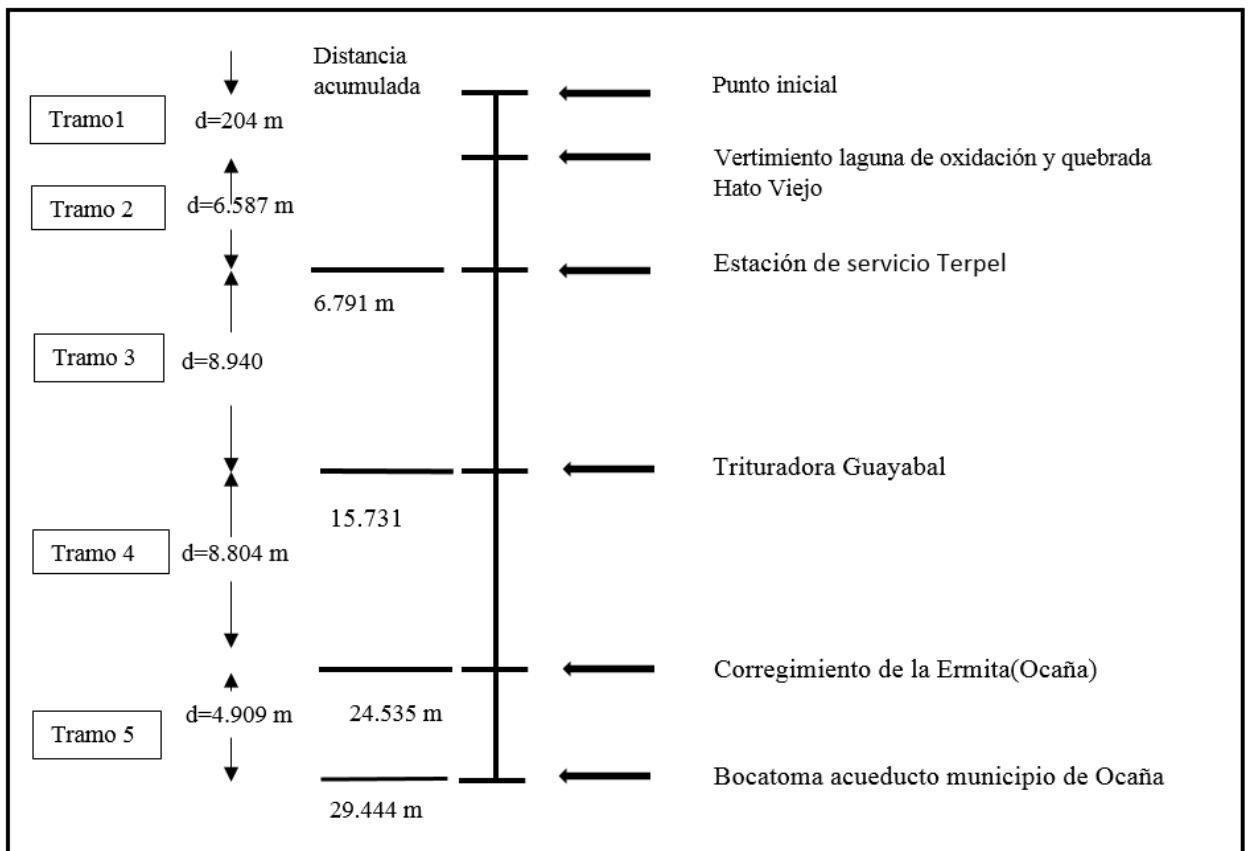



Figura 10. Diagrama de condiciones de los tramos de muestreo sobre el rio Algodonal. Elaboración propia

La distancia entre el punto de vertimiento de la laguna de oxidación de Abrego y la bocatoma del acueducto del municipio de Ocaña es de 29.952 metros, esta información fue obtenida mediante imágenes satelitales de google Earth.

**Caracterización hidráulica de los tramos.** En la realización del trabajo de campo se registraron las características hidrodinámicas del río, en los distintos puntos de muestreo se muestran en la tabla 3.

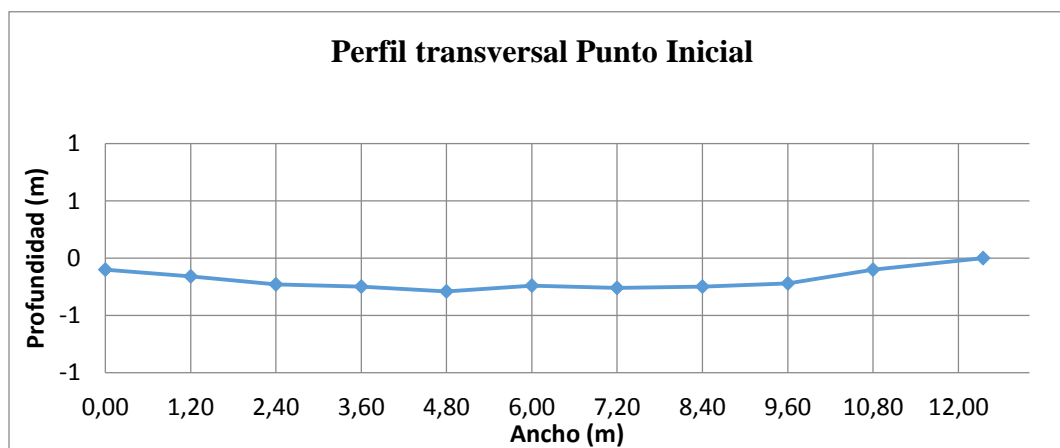
Tabla 3.

*Caracterización hidráulica Punto Inicial sobre el río Algodonal*

Punto de Muestreo		Punto Inicial
<b>latitud</b>	<b>longitud</b>	
8°5'44" N	73°13'18" O	
<b>Elevación</b>	1.356 m.s.n.sm	
<b>Distancia(m)</b>	0	
<b>T°ambiente</b>	22.8°C	
<b>T° del agua</b>	21.3°C	
<b>Nubosidad</b>	65%	


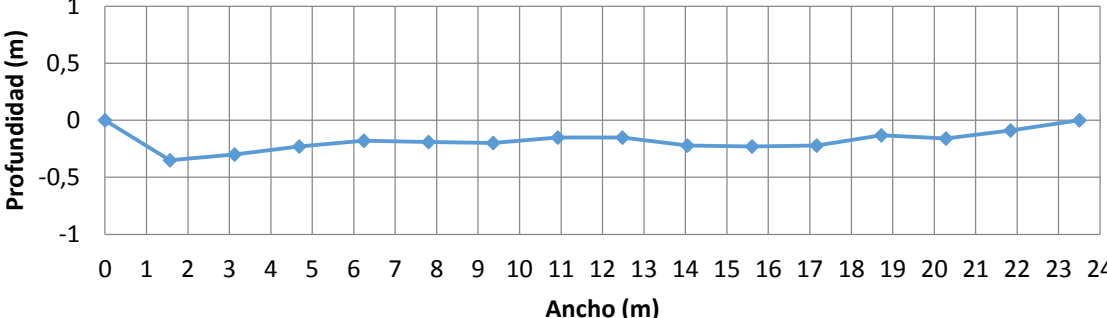
Parámetros hidráulicos

Area m <sup>2</sup>	Velocidad m/s	Profundidad (m)	Caudal (m/s)	Ancho
2.6	0.46	0.21	1.35	12.35




Fuente. Elaboración propia.

Tabla 4.  
Caracterización hidráulica Punto 1

Punto de Muestreo		Punto 1		
<b>latitud</b>	<b>longitud</b>			
8°05'44	73°13'23''			
Elevación (msnm)	1355 m.s.n.m			
Distancia(m)	204			
T° ambiente	26.1°C			
T° del agua	21.7°C			
Nubosidad	40%			
Parámetros hidráulicos				
Area m <sup>2</sup>	Velocidad m/s	Profundidad (m)	Caudal(m/s)	Ancho (m)
2.45	0.26	0.20	1.38	12.25
Perfil transversal Punto 1				
				

Fuente: Elaboración propia.

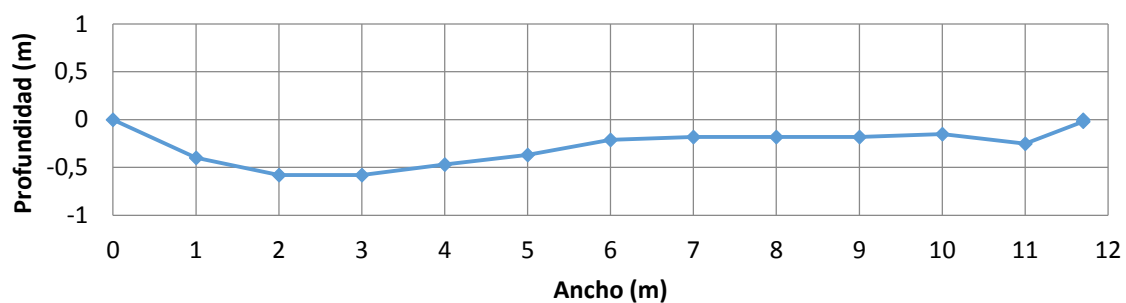
Tabla 5.  
Caracterización hidráulica Punto 2

Punto de Muestreo		Punto 2
latitud	longitud	
8°06'34''	73°14'59''	
Elevación (msnm)	1.336	
Distancia(m)	6.587	
T° ambiente	27.2°C	
T° del agua	22.9°C	
Nubosidad	35%	

#### Parámetros hidráulicos


Area m <sup>2</sup>	Velocidad m/s	Profundidad (m)	Caudal (m/s)	Ancho (m)
3.04	0.50	0.26	1.49	11.7

#### Perfil transversal Punto 2



Fuente: Elaboración propia.

Tabla 6.  
Caracterización hidráulica Punto 3

Punto de Muestreo		Punto 3		
<b>latitud</b>	<b>longitud</b>			
8°08'40	73°16'55			
Elevación (msnm)	1.306			
Distancia(m)	8.940			
T° ambiente	27.2°C			
T° del agua	24.7°C			
Nubosidad	30%			
<b>Parámetros hidráulicos</b>				
Area m <sup>2</sup>	Velocidad m/s	Profundidad (m)	Caudal(m/s)	Ancho (m)
3.6	0.30	0.30	1.69	12


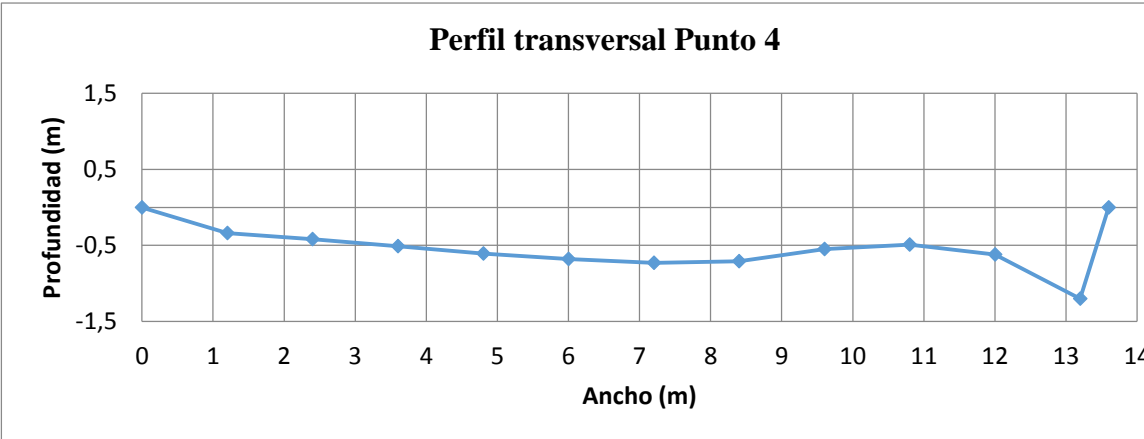
  

Perfil transversal Punto 3	
Profundidad (m)	Ancho (m)
0	0
-0.4	1
-0.6	2
-0.6	3
-0.5	4
-0.4	5
-0.2	6
-0.2	7
-0.2	8
-0.2	9
-0.1	10
-0.3	11
0	12

Fuente: Elaboración propia.




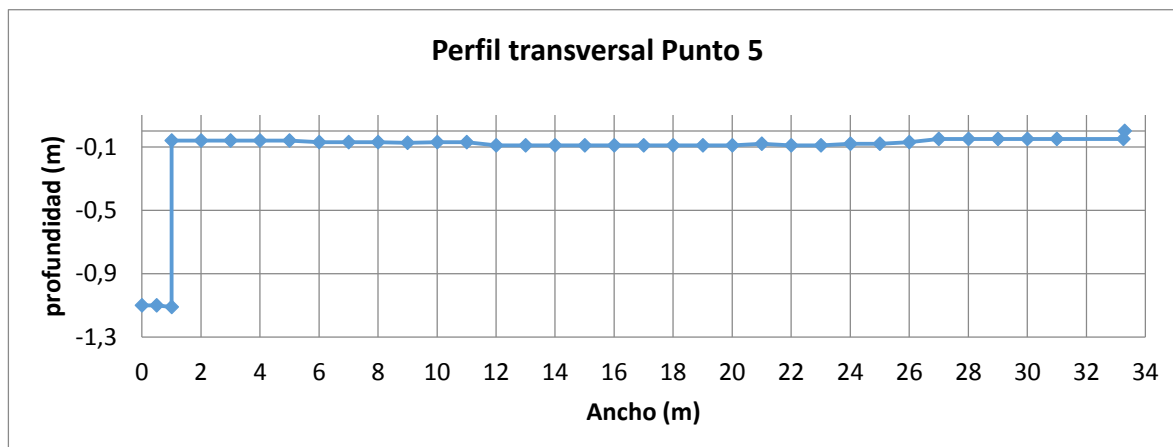
Tabla 7.  
Caracterización hidráulica Punto 4

Punto de Muestreo		Punto 4		
<b>latitud</b>	<b>longitud</b>			
8°11'22	73°18'58			
Elevación (msnm)	1.256			
Distancia(m)	8.804			
T° ambiente	24.2°C			
T° del agua	23.1°C			
Nubosidad	45%			
Parámetros hidráulicos				
Area m <sup>2</sup>	Velocidad m/s	Profundidad (m)	Caudal(m/s)	Ancho (m)
8.43	0.27	0.62	2.41	13.6
Perfil transversal Punto 4				
				

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 8.  
Caracterización hidráulica Punto 5

Punto de Muestreo		Punto 5		
<b>latitud</b>	<b>longitud</b>			
8°13'11	73°19'14			
Elevación (msnm)	1.205			
Distancia(m)	4.909			
T° ambiente	23.2°C			
T° del agua	22.1°C			
Nubosidad	60%			
Parámetros hidráulicos				
Area m <sup>2</sup>	Velocidad m/s	Profundidad (m)	Caudal(m/s)	Ancho (m)
38.57	0.34	1.16	2.54	33.25



Fuente: Elaboración propia.

Para una mejor comprensión, en la tabla 9 se consignan los datos hidráulicos requeridos por el modelo De Streeter – Phelps.

Tabla 9.  
Resumen de la caracterización hidráulica de cada uno de los puntos de muestreo en el río Algodonal

Estacion	Ancho (m)	Profundidad (H en m)	Velocidad (m/s)	Caudal Q (m/s)
Inicial	12.35	0.21	0.46	1.28
1	23.5	0.20	0.26	1.30
2	12.25	0.26	0.50	1.39
3	11.7	0.30	0.30	1.54
4	13.6	0.62	0.27	2.41
5	23.25	1.16	0.39	2.48

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 10.  
Resultados de los parámetros registrados en cada punto de muestreo en el río Algodonal

Parámetro	Unidades	Punto inicial	P1	P2	P3	P4	P5
Temperatura (T)	°C	21,3	21,7	22,9	24,7	23,1	22,1
Conductividad	μohms	62,5	78,2	70,9	75,4	78	83,9
Sólidos Inorgánicos (SSI)	mgD/L	12	17	11	21	14	13
Oxígeno disuelto	mgO <sub>2</sub> /L	8,1	8	8,8	7,4	8,2	7,5
DBO lenta	mgO <sub>2</sub> /L	1,3	1,1	2,3	2,4	2,9	3,1
DBO rápida	mgO <sub>2</sub> /L	0,9	3,9	1,7	1,5	1,5	1,4
NH <sub>4</sub> - nitrógeno	μgN/L	60	960	0	90	500	100
NO <sub>3</sub> - nitrógeno	μgN/L	30	50	90	120	210	120
Fósforo inorgánico (SRP)	μgP/L	70	320	180	150	30	190
Detritos o Material Orgánico Particulado MOP	mgD/L	0,1	0,3	0,4	0,3	0,1	0,2
Patógenos	Ufc/100mL	4000	124000	10000	8000	92000	38000
Alcalinidad	mgCaCO <sub>3</sub> /L	35	38	40	40	38	38
pH	s.u.	7,11	6,81	7,11	7,13	7,16	7,1
Caudal	m <sup>3</sup> /s	1,35	1,24	1,39	1,19	2,41	1,55

Fuente: Elaboración propia.

#### 4.1.2 variables de entrada de datos al Modelo matemático Streeter -Phelps

**Escenario más crítico para el cuerpo receptor.** Teniendo en cuenta los datos históricos de precipitaciones, según la tabla 11, en el área de estudio se presenta un comportamiento bimodal, con dos periodos seco

Tabla 11.  
*Estadísticos de Caudales mensuales de la estación Abrego calculados para el periodo de 1997-2017*

Meses del Año	Caudales medios l/s
Enero	1,220
Febrero	1,033
Marzo	1,001
Abril	1,651
Mayo	2,311
Junio	2,036
Julio	1,453
Agosto	1,589
Septiembre	2,544
Octubre	3,327
Noviembre	2,846
Diciembre	1,943
PROMEDIO ANUAL	1,913

Fuente: IDEAM, 2017.

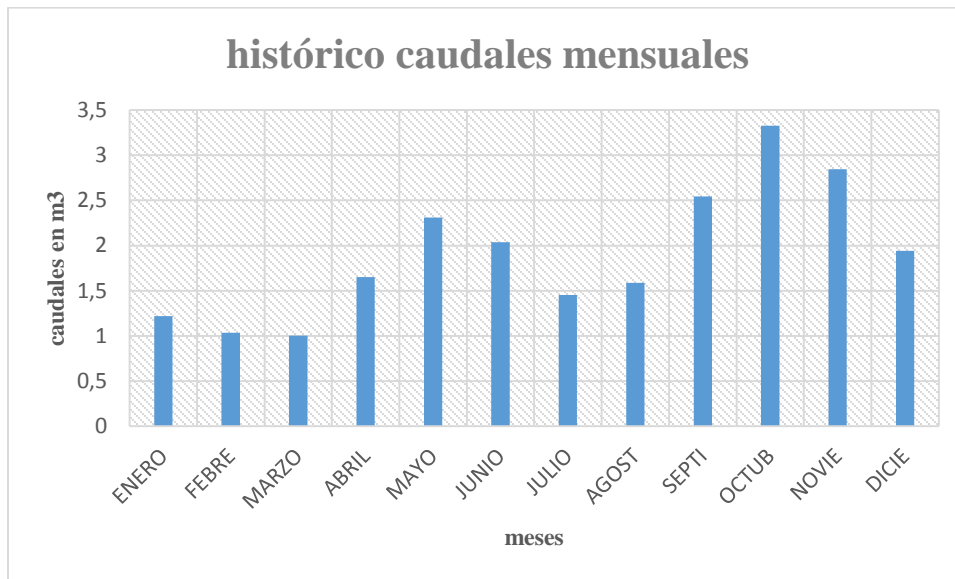


Figura 11. Gráfica de historico de caudales. Elaboracion propia

Según la figura 11, el escenario más crítico del río algodonal como cuerpo receptor, lo constituyen los meses de enero febrero y marzo, razón por la cual se escogió esta época para la realización de las campaña de muestreo.

**Estimacion del tiempo de viaje.** Con la anterior informacion se pudo estimar el tiempo de viaje, la importancia de este valor lo constituye el conocer la hora en la cual se realiza el muestreo en cada uno de los puntos escogidos. La estimacion del tiempo de viaje se realizó teniendo en cuenta longitud del tramo y la velocidad media del agua, utilizando la siguiente ecuacion:

$$t = \frac{L}{v} \quad (18)$$

Donde:

$t$ = tiempo de viaje

$L$ = longitud del tramo

$v$ = velocidad media del agua

Tabla 12.  
*Estimación del tiempo de viaje entre tramos*

Punto	Longitud del tramo (m)	Distancia acumulada (m)	Tiempo de viaje (hh:mm:ss)
0	0	0	0:13:09
1	204	0.204	3:56:15
2	6.549	6.753	4:58:00
3	8.990	15.529	8:09:07
4	8.876	24.305	5:06:49
5	4.934	29.239	No aplica

Fuente: Elaboración propia.

- **Tiempo de recorrido entre tramos.** Se estableció como la relación entre la distancia de cada tramo y la velocidad de la corriente según la ecuación 16:

Tabla 13.  
*Tiempo de recorrido entre tramos*

Tramo	Distancia (d)	Velocidad (v en m/s)	$t = \frac{d}{v}$	Tiempo en días
Del punto inicial al punto 1	204 m	0.25	0:13:09	0.005
Del punto 1 al punto 2	6587	0.46	3:56:15	0.14
Del punto 2 al punto 3	8940	0.5	4:58:00	0.19
Del punto 3 al punto 4	8804	0.30	8:09:07	0.33
Del punto 4 al punto 5	4909	0.26	5:06:49	0.21

Fuente: Elaboración propia.

## 4.2 Cálculo de variables tramo 1: desde la laguna de oxidación de Abrego al Corregimiento de la Ermita.

### 4.2.1 Balance de masas desde el punto inicial:

Conociendo los valores del caudal del río así como el del proveniente del efluente de la laguna de oxidación se realiza un modelo de mezcla a través de una ecuación de balance simple de masas.

**Balance de caudal.** Para determinar la evolución de la carga contaminante contaminación tributada por el vertimiento de aguas residuales domesticas en el río, se planteó una ecuación del balance de masas, según la ecuación:

$$C_m = \frac{Q_r * C_{Rr} + Q_V * C_V}{Q_r + Q_V}$$

Donde:

$Q_r$  = caudal circulante por el río aguas arriba del punto de vertido ( $m^3/s$ ).

$C_r$  = concentración del parámetro indicador de contaminación seleccionado (mg/L).

$Q_V$  = caudal del vertido ( $m^3/s$ ).

$C_V$  = concentración del parámetro indicador de contaminación seleccionado (mg/L).

$C_m$  = concentración final de la corriente de agua aguas abajo del vertido (mg/L).

Caudal del río en el punto inicial ( $Q_r$ ): 1.28 m/s

Caudal vertimiento ( $Q_V$ ): 0.59 m/s

$$C_m = 1.51 \text{ m/s}$$

**Distancia de homogeneización.** Teniendo en cuenta que el vertimiento se realiza desde la ribera del río, se calculó la distancia de la homogeneización de la mezcla utilizando la ecuación 3:

$$L_m = 0.12 * U \frac{B^2}{H}$$

Dónde:

$L_m$  = Distancia desde la fuente hasta la zona en donde la descarga se ha mezclado completamente en la masa de agua, en metros.

$U$  = velocidad media en el tramo, en metros por segundo.

$B$  = anchura media en el tramo, en metros.

$H$  = profundidad media de la corriente, en metros.

La distancia en la cual se realiza la homogeneización de la mezcla ( $L_m$ ) = **36 m.**

### Balance de OD para el punto 1

Se calculó según la ecuación 3 para balance de masas:

$$OD_o = \frac{OD_R * C_R + OD_V * C_V}{Q_R + Q_V}$$

$$OD_o = 7.05 \text{ mg/l}$$

### Balance de DBO para el punto 1

De acuerdo a la ecuación 3 para balance de masas:

$$DBO_o = \frac{DBO_R * C_R + DBO_V * C_V}{Q_R + Q_V}$$

$$DBO_o = 9.32 \text{ mg/l}$$

### Balance de temperatura

Ecuación 3 para balance de masas:

$$t_r = \frac{t_r^\circ * C_R + t_v^\circ * C_V}{Q_R + Q_V}$$

$$t_r = 21.44^\circ\text{C}$$

### Oxígeno de saturación

$f(t)$ = déficit de oxígeno e en el tramo del vertido

En la tabla 14 diseñada por Bain y Stevenson en 1999, se encuentran los valores determinados de la concentración de oxígeno disuelto en el agua con respecto a su temperatura:

Tabla 14.  
*Concentración de oxígeno disuelto vs temperatura*

Temperatura (°C)	OD (mg/l)	Temperatura (°C)	OD (mg/l)	Temperatura (°C)	OD (mg/l)
0	14,16	12	10,43	24	8,25
1	13,77	13	10,20	25	8,11
2	13,40	14	9,98	26	7,99
3	13,05	15	9,76	27	7,86
4	12,70	16	9,56	28	7,75
5	12,37	17	9,37	29	7,64
6	12,06	18	9,18	30	7,53
7	11,76	19	9,01	31	7,42
8	11,47	20	8,84	32	7,32
9	11,19	21	8,68	33	7,22
10	10,92	22	8,53	34	7,13
11	10,67	23	8,38	35	7,04

Fuente: Bain & Stevenson, 1999

Teniendo en cuenta que la temperatura del agua corregida es de 21.44°C, el porcentaje de saturación en la tabla corresponde a 8.68 mg/l

### Déficit inicial de oxígeno

El déficit de oxígeno se calculó mediante la siguiente ecuación.

$$D_0 = C_s - OD \quad (19)$$

Dónde:

$D_0$ =déficit de oxígeno inicial

$C_s$ = concentración de oxígeno inicial.

$OD$ = oxígeno disuelto (mg/l)

En la siguiente tabla se muestra el comportamiento del déficit de oxígeno, de acuerdo concentración de oxígeno disuelto en el agua con respecto a su temperatura para cada uno de los puntos. Para ello se tomó en cuenta los datos obtenidos en campo tanto de oxígeno disuelto como de temperatura. Una vez hechas la respectiva calibración pedida por el modelo, se consignan en la siguiente tabla:

Tabla 15.

*Déficit inicial de oxígeno en cada uno de los puntos.*

Punto	T°c	[ ]de OD	OD mg/l	D <sub>0</sub> mg/l
1	21,7	8,68	5,2	3,48
2	22,9	8,53	6,1	2,43
3	24,7	8,25	7,4	0,85
4	23,1	8,38	6,3	2,08
5	22,1	8,53	8,2	0,33

Fuente: Elaboración propia.

En la figura 12 se ilustra el comportamiento del parámetro medido en campo en cada uno de los puntos del río.

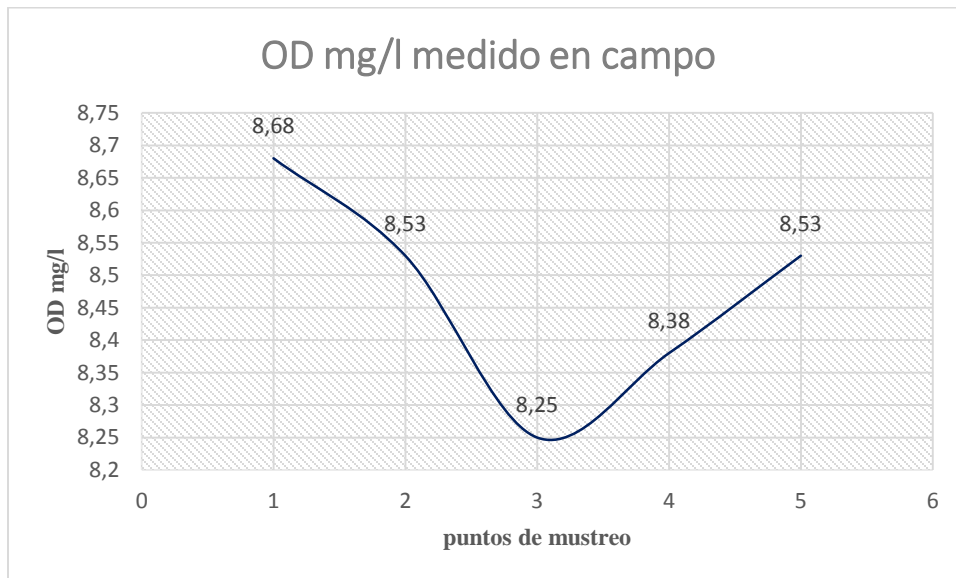


Figura 12. Oxígeno medido en campo en cada uno de los puntos. Elaboración propia

Una vez realizados los cálculos, la figura 13 muestra la curva de déficit de oxígeno en cada uno de los puntos. El déficit de OD en los puntos se corresponde con el vertimiento de aguas residuales, concretamente en el punto uno por la descarga de la laguna de oxidación, y en el punto cuatro por los vertimientos provenientes del corregimiento de la Ermita.



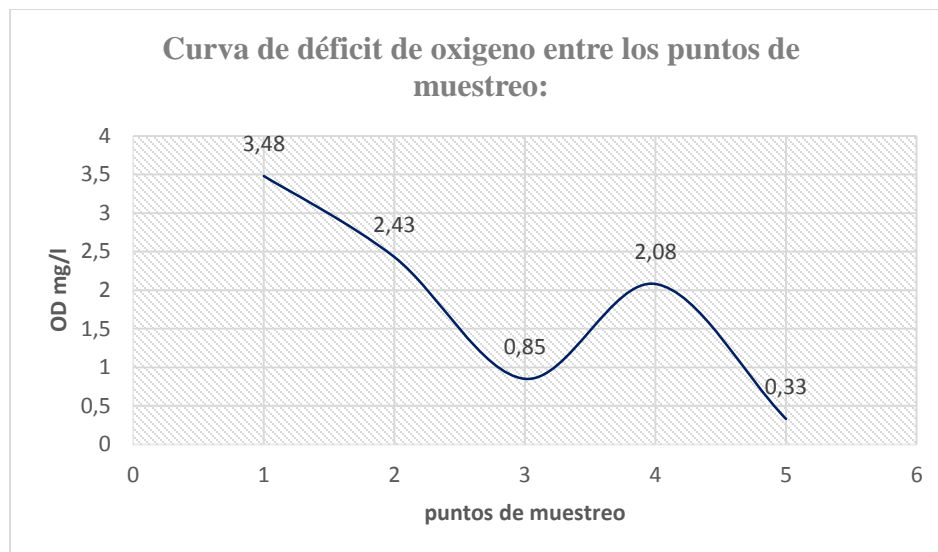


Figura 13. Curva de déficit de oxígeno entre los puntos de muestreo. Elaboración propia

La reposición del oxígeno consumido en la degradación de la materia orgánica en un cuerpo de agua proviene en gran parte por el intercambio gaseoso con la atmósfera por un proceso de difusión. En este sentido la tasa de reaeración equilibra el déficit de oxígeno que se pueda presentar en este proceso.

### Constantes cinéticas

- **Constante de desoxigenación en la corriente receptora**

La Constante de desoxigenación ( $K_d$ ) se calculó utilizando la fórmula propuesta por (Chapra, Pelleiter, & Tao., 1997).

$$K_d = 0.3 * \left(\frac{H}{8}\right)^{-0.434} \quad (20)$$

Donde.

H: es la profundidad media en el río.

Tabla 16.

*Constante de desoxigenación por punto*

Punto inicial	$K_d$
1	0,12
2	0,10
3	0,09
4	0,12
5	0,11

Fuente. Elaboración propia

Los valores de Constante de desoxigenación pueden variar según los rangos encontrados en la tabla 17.

Tabla 17.  
Valores de constante de desoxigenación a 20°C

Valores de constante de desoxigenación a 20°C	
Agua residual bruta	0.35-0.60
Efluente de una PTAR	0.10- 0.25
Rio con contaminación baja	0.10 -0.12
Rio con contaminación alta	0.10 -0.25

Fuente: Elaboración propia

De acuerdo a lo anterior, los datos coinciden con los puntos de vertimiento encontrados en el rio Algodonal

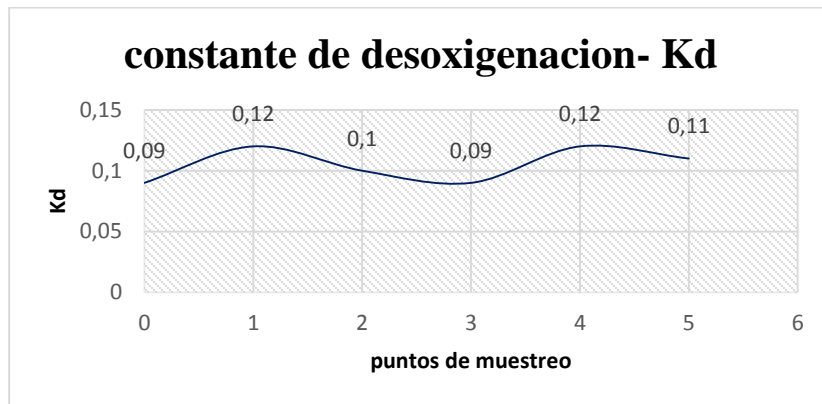


Figura 14. Constante de desoxigenación- $K_d$ . Elaboración propia

#### ▪ Constante de reaireación

Dentro del proceso de autodepuración, el movimiento de la masa de agua permite que exista una renovación del oxígeno. Teniendo en cuenta la profundidad media y velocidad media del rio Para el cálculo se utilizó la ecuación propuesta por Owens y Gibbs, pues hallaron esta metodología para rangos de profundidad entre 0.12 m y 0.73m; y velocidades medias entre 0.12 m/s y 0.73 m/s.

$$K_a = 5032 \frac{U^{0.67}}{H^{1.85}} \quad (21)$$

Donde:

$K_a$  = constante de reaireación

U: velocidad media del rio

H= profundidad media del rio

Tabla 18.  
Constantes de reaireación para cada punto

Punto	$K_a$
inicial	0.25
1	0.23
2	0.15
3	0.12
4	0.12
5	0.15

Fuente: Elaboración propia.

Los valores de la constante de reaeración pueden variar en función del cuerpo de agua. La tabla 19 registra los valores de referencia:

Tabla 19.

*Valores de reaeración de las aguas del río*

Medio	Rango de $K_a$ a 20°C
Pequeñas lagunas	0.1 – 0.23
Ríos de aguas muy lentas y grandes lagos	0.2 – 0.35
Ríos de velocidad lenta	0.35 -0.46
Ríos de velocidad media	0.46 -0.69
Ríos rápidos	0.69- 1.15
Rápidos	>1.15

Fuente: Sánchez, 2015

La velocidad media del río Algodonal es de 0.32 m/s, es decir de aguas muy lentas. En este sentido, los valores calculados de la constante de reaeración se ajustan a los rangos establecido dentro del en la tabla 18.



Figura 15. Constante de reaeración de las aguas del río Algodonal. Elaboración propia

#### ▪ Corrección de las constantes cinéticas por temperatura

La interrelación del oxígeno disuelto con respecto a la temperatura del agua, hacen necesario la corrección de las constantes calculadas. Teniendo que las ecuaciones empíricas fueron propuestas para temperaturas de 20°C, es preciso hacer las debidas correcciones con las temperaturas tomadas en campo.

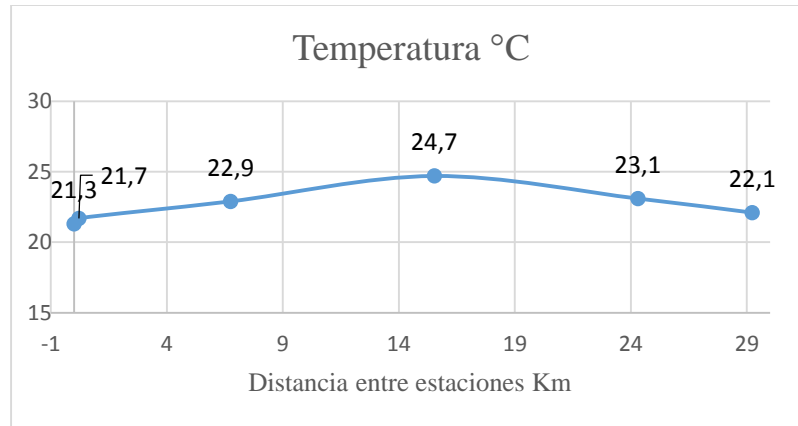


Figura 16. Temperatura del agua en cada uno de los puntos del río Algodonal. Elaboración propia

- **Corrección de temperatura**

$$K(t) = K_{20} * \theta^{t-20} \quad (22)$$

Donde:

$Kt$ = correccion de temperatura

$K$ = factor de coorreccion

$T$ = temperatura de la mezcla.

$\theta$ = factor para la obtencion de las constantes cieneticas.

De igual manera, se escogió el factor de correccion de Chapra ( $\theta=1.0241$ ), debido a que las condiciones del ríos se caracterizan por su baja velocidad y poca profundidad.

- **Corrección constante de desoxigenación**

$$K(t) = K_{20} * \theta^{t-20}$$

$$K_d^{t^{\circ}c} = 0.217$$

- **Corrección  $K_d$  vs temperatura**

$$Ka(t) = K_{20} * \theta^{t-20}$$

$$Ka(t) = 0.248$$

En virtud de lo anterior se corrigieron las constantes de acuerdo a la temperatura del agua:

$$K_d = 0.21;$$

$$Ka = 0.27$$

La remoción de la DBO en el área de estudio se realiza por biooxidación de la materia orgánica. Con los datos corregidos se halló el factor de auto purificación o Constante de autodepuración “ $f$ ” de Fair, (Hernández, 1990)); definida en la siguiente ecuación:

$$f = K_a/K_d \quad (23)$$

Los rangos del factor de autodepuración establecidos por Fair se aprecian en la tabla 20:

Tabla 20.  
*Rangos de autodepuración de Fair*

<b>Tipo de corriente</b>	<b>Rangos de “f”</b>
Pequeños estanques	0.5 - 1.0
Corrientes remansadas, lagos	1.0 - 1.5
Corrientes lentas	1.5- 2.0
Corrientes moderadas	2.0 - 3.0
Corrientes rápidas	3.0 – 5.0
Rápidos y cascadas	> 5.0

Fuente: Hernández, 1990.

Aplicando la ecuación se calculó el factor de purificación en cada uno de puntos de muestreo.

Tabla 21.  
*Factor de autodepuración para cada uno de los puntos tomados en el río Algodonal*

$K_a$	$K_d$	$f = K_a/K_d$
0,12	0,19	1,6
0,14	0,23	1,6
0,15	0,25	1,7
0,15	0,27	1,8
0,16	0,30	1,9
0,1	0,15	1,5

Fuente: Elaboración propia

El factor indica la recuperación del oxígeno en el cuerpo receptor y está relacionado directamente con la autodepuración. Como se nota en la gráfica los valores del factor coinciden con los vertimientos de las aguas residuales provenientes de la laguna de oxidación y del corregimiento de la Ermita: puntos 1 y 4.

Comparando el valor del factor de auto purificación hallado para cada uno de los puntos con los rangos establecidos por Fair (tabla 20), se encuentra que se coincide con las condiciones hidráulicas del cauce, caracterizado por ser de corriente lenta: valores entre 1.5 y 2.0.

Las dos variables que más influyen en el proceso de autodepuración de un río son la velocidad del agua y la profundidad de un cauce: para el caso de la velocidad, a mayor velocidad mayor tasa de reaireación. En la dinámica fluvial, la velocidad puede generar turbulencias que aumentan la transferencia de oxígeno al cuerpo de agua haciendo que ésta se re oxigene. De otra parte, la profundidad del cauce se relaciona con la tasa de oxigenación pues, en aguas superficiales es mayor la transferencia de oxígeno atmosférico.

Para el caso del cuerpo de agua en estudio se encuentra que el factor de auto purificación se corresponde con la velocidad del agua, la profundidad del cauce y las tasas de reaireación y desoxigenación tal como se relaciona en la tabla 22.

Tabla 22.

*Correspondencia entre las condiciones hidráulicas, las tasas cinéticas y el factor de autodepuración*

Punto	Velocidad (v) en m/s	Profundidad (H) en m	$K_a$	$K_d$	$f = K_a/K_d$
inicial	0.46	0.21	0,12	0,19	1,6
1	0.26	0.2	0,14	0,23	1,6
2	0.5	0.26	0,15	0,25	1,7
3	0.3	0.3	0,15	0,27	1,8
4	0.27	0.62	0,16	0,30	1,9
5	0.39	1.16	0,1	0,15	1,5

Fuente: Elaboración propia

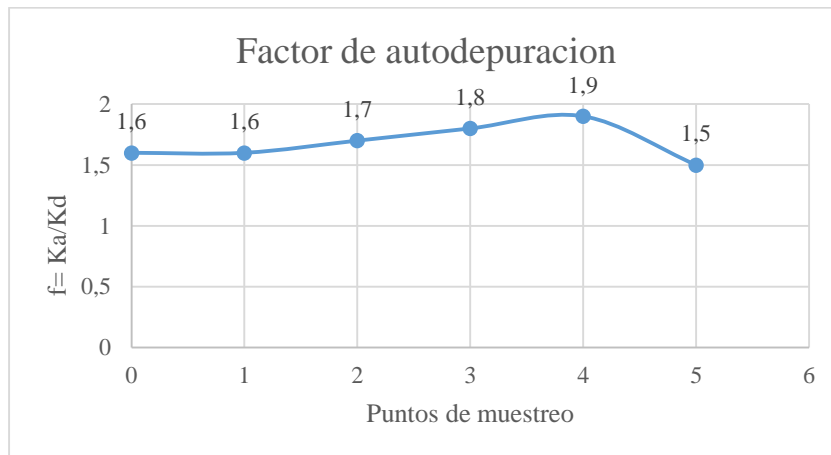


Figura 17. Factor de autodepuración calculada para cada uno de los puntos en el río Algodonal. Elaboración propia

#### ▪ Determinación del tiempo crítico

Mediante la siguiente ecuación se pudo determinar el punto del trayecto donde se presentan los niveles mínimos de oxígeno.

$$t_c = \frac{1}{K_a - K_d} * \ln \left[ \frac{K_a}{k_d} \left( 1 - \frac{D_0 * (k_a - k_d)}{K_d * L_0} \right) \right] \quad (24)$$

Donde:

$t_c$  = tiempo crítico

$D_0$  = déficit inicial de oxígeno

$L_0$  = DBO en el balance de materia

$k_d$ : Constante de desoxigenación en el cuerpo receptor

$k_a$ : Constante de reaireación

$$t_c = 0.67 \text{ días}$$

- **Determinación de la distancia crítica**

Estará dada por la aplicación de la siguiente ecuación:

$$X_c = v * t_c \quad (25)$$

Dónde:

$X_c$  = distancia crítica

$v$  = velocidad de la corriente

$t_c$  = tiempo crítico

$$X_c = 14.07 \text{ metros.}$$

- **Déficit crítico de oxígeno**

$$D_c = \frac{kd}{ka} * DBC_o * e^{-kd*tc} \quad (26)$$

Dónde:

$D_c$  = Déficit crítico de oxígeno.

$DBC_o$  = Demanda bioquímica de oxígeno carbonácea

$tc$  = tiempo crítico

$ka$  = constante de reaireacion

$kd$  = constante de desoxigenacion

$$D_c = 1.71$$

- **Oxígeno disuelto crítico**

$$OD_c = O_s - D_c \quad (27)$$

$$OD_c = 9.32 - 1.71$$

$$OD_c = 7.61$$

Con lo referente al OD crítico los valores están dentro del rango normal, pues los valores normales para aguas superficiales varían entre los 7.0 y 8.0 mg/L. Este comportamiento se debe a que a pesar que parte del oxígeno es utilizado en la biodegradación de la carga orgánica, estos valores no descienden a condiciones críticas que afecten las condiciones ecológicas del cuerpo de agua.

- **Demanda bioquímica de oxígeno carbonácea:**

$$DBO_c = DBOC_o * e^{-kd*tc} \quad (28)$$

$$DBO_c = 3.76$$

El valor obtenido se ajusta a las condiciones hidráulicas del río Algodonal, pues el hecho de poseer bajas profundidades (0.65m en promedio), y el bajo caudal en la época de estiaje hacen posible la capacidad de asimilación de la carga contaminante. Estas condiciones hidráulicas del río Algodonal en época de estiaje, permiten que los microorganismos heterotróficos presentes en el agua, realicen la estabilización de la materia orgánica a través de sus procesos metabólicos utilizando el carbono contenido en la materia orgánica.

Tabla 23.

*Resultado para las condiciones críticas en el tramo 1 del río Algodonal*

Tiempo crítico	Distancia crítica	Déficit crítico de oxígeno disuelto	Oxígeno de disuelto crítico:	Demanda bioquímica de oxígeno carbonácea:
0.67 días	14.07 metros	1.71mg/l	7.61mg/l	3.76 mg/l

Fuente: Elaboración propia.

En la tabla 24 se relaciona el consolidado de los cálculos de cada una de las variables con los datos de entrada del modelo.

Tabla 24.

*Cálculos de las variables de modelación para el tramo 1 del río Algodonal*

<b>VARIABLES TRAMO 1: DEL PUNTO INICIAL AL PUNTO 1</b>		
VARIABLE/ PARÁMETRO	ECUACION	VALOR
Tiempo de viaje	$t = \frac{L}{v}$	5.07 horas
Balance de caudal	$Q_0 = Q_R + Q_V$	1.51m/s
Distancia de homogeneización	$L_m = 0.12 * U \frac{B^2}{H}$	36 m
Balance de OD	$OD_o = \frac{OD_R * C_R + OD_V * C_V}{Q_R + Q_V}$	7.5 mg/L
Balance de DBO	$DBO_o = \frac{DBO_R * C_R + DBO_V * C_V}{Q_R + Q_V}$	9.32 mg/L
Balance de temperatura	$t_r = \frac{t^o_r * C_R + t^o_v * C_V}{Q_R + Q_V}$	21.4°C
Oxígeno de saturación:		8.38 mg/L
Déficit inicial de oxígeno	$D_o = C_s - OD$	3.48 mg/L
Constante de desoxigenación	$K_d = 0.3 * \left(\frac{H}{8}\right)^{-0.434} U^{0.67}$	0.26
Constante de reaireacion:	$K_a = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{-1.85}}$	0.23
corrección de Ka vs temperatura:	$K(t) = K_{20} * \Theta^{t^o-20}$	0.21
Corrección constante de desoxigenación vs temperatura	$K(t) = K_{20} * \Theta^{t^o-20}$	0.55
Factor de auto purificación	$f = K_a / K_d$	0.20



tiempo crítico	$t_c = \frac{1}{K_a - K_d} * \ln \left[ \frac{K_a}{k_d} \left( 1 - \frac{D_o * (k_a - k_d)}{K_d * L_o} \right) \right]$	0.67 días
distancia crítica	$X_c = v * t_c$	140.7 m
Déficit crítico de oxígeno	$D_c = \frac{k_d}{k_a} * DBO_o * e^{-K_d * t_c}$	1.71 mg/l
Oxígeno disuelto crítico:	$OD_c = O_s - D_c$	1.77 mg/l
Demanda bioquímica de oxígeno carbonácea:	$DBO_c = DBO_o * e^{-K_d * t_c}$	2.39 mg/l

Fuente: Elaboración propia.

▪ **Modelación del comportamiento de asimilación tras la descarga inicial:  
PUNTO 1. Laguna de oxidación de Abrego y quebrada Hato viejo.**

Para la modelación del comportamiento de asimilación de la carga contaminante recibida por el río algodonol, conociendo las constantes cinéticas en lo que respecta a la reaireación y la desoxigenación, utilizando una hoja de cálculo se procedió a la gráfica del perfil de OD mediante una curva SAG. Para ello se utilizó la ecuación general del modelo aplicando la ecuación uno.

$$D = D_o e^{-K_a t} + \frac{K_d L_o}{K_a - K_d} (e^{-K_d t} - e^{-K_a t}) + \frac{K_N L_o N}{K_a - K_N} (e^{-K_N t} - e^{-K_a t}) - \frac{r_p - r_{Rp} - \frac{K_s}{H}}{K_a} (1 - e^{-K_a t})$$

Tabla 25.

*Hoja de cálculo modelación de asimilación de la cuenca del río Algodonal*

Distancia x (m)	DBO (mg/L) en la distancia (x)	Dx (Déficit de Oxígeno mg/L)	OD presente en la fuente (mg/L)
0	9,30	7,05	-0,67
10	9,20	5,61	0,77
20	9,11	4,48	1,90
30	9,02	3,60	2,78
40	8,92	2,91	3,47
50	8,83	2,37	4,01
100	8,39	0,98	5,40
120	8,22	0,75	5,63
130	8,13	0,67	5,71
140	8,05	0,61	5,77
150	7,96	0,56	5,82
160	7,88	0,52	5,86
170	7,80	0,43	5,95
180	7,72	0,41	5,97
190	7,64	0,38	6,00
200	7,56	0,37	6,01

Fuente: Elaboración propia.

Los datos calculados corresponden al comportamiento de las variables DBO, oxígeno disuelto y el déficit de oxígeno en función de la distancia de recorrido del caudal en metros para el tramo 1. Para el efecto se construyó una curva SAG (figura 18), en la cual se representa la ecuación de Streeter-Phelps, e ilustra la disminución del oxígeno disuelto presente en la fuente y su posterior recuperación aguas abajo.

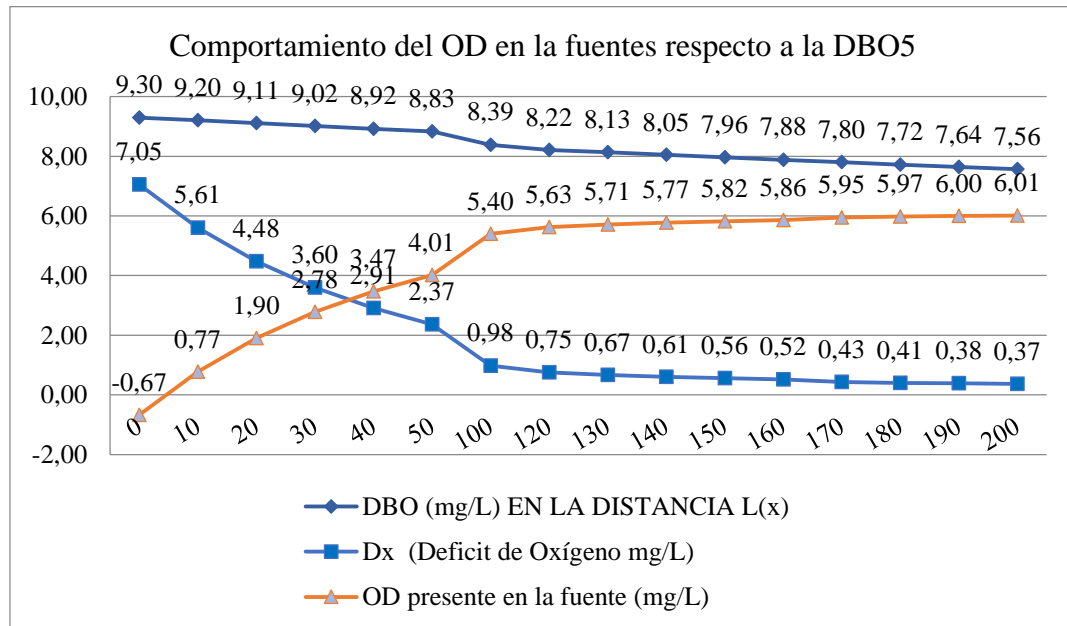


Figura 18. Curvas SAG del comportamiento del OD respecto a la DBO tramo 1 del río Algodonal. Elaboración propia

En el primer tramo del área de estudio se recibe la descarga de vertimientos de la laguna de estabilización y de la quebrada Ato Nuevo, presentándose el valor más alto del déficit de OD (déficit crítico de 1.71 mg/l.). En la gráfica se puede observar que luego del punto de descarga el oxígeno disuelto comienza a recuperar los niveles aceptables luego de los cincuenta metros (6 mg/l), dato que coincide con la distancia crítica calculada:  $X_c = 14.07$  metros.

Según se observa, seguidamente después del momento de la descarga del vertimiento de las aguas residuales, se disminuye la concentración de oxígeno disuelto, inicialmente por el aumento de la turbiedad del agua y sólidos suspendidos que interfieren en el proceso de fotosíntesis; y en segundo lugar por el oxígeno que es consumido por los microorganismos en el proceso de degradación de la materia orgánica. Pero a partir de los 100 metros de distancia se comienza a recuperar el oxígeno disuelto, estabilizándose después de 200 metros aguas abajo, alcanzando un valor superior a 6 mg/l, hecho que reestablece las condiciones de calidad del agua del río.

También es de resaltar que según el balance de masas realizado con los datos del aforo del caudal del río en el punto inicial y del caudal del vertimiento proveniente de la laguna de estabilización de Abrego, (1.24 m/s y de 0.59 m/s respectivamente), la dispersión de la carga contaminante se realiza por la diferencia de caudales, así como la diferencia de velocidades que hacen que las condiciones de turbulencia generada, permitan la dilución y la recuperación de la concentración de oxígeno disuelto. Además de las condiciones hidráulicas, la reaeración puede deberse también por el hecho de que la concentración de oxígeno disuelto no disminuye a niveles críticos (menores a 2 mg/l), ni tampoco alcanza niveles de sobresaturación (Chapra, Pelleiter, & Tao., 1997).

En lo que respecta a la DBO, la estimación de la cantidad de oxígeno requerido para la estabilización del carbono orgánico se realizó a través de la tasa de consumo de oxígeno  $K_d$  y que teniendo en cuenta las condiciones del río se hizo a través de la ecuación de Owens y Gibbs. Para la distancia calculada de 14 metros y con la tasa de re aireación de 0.25 indica la asimilación y biodegradabilidad de la materia orgánica casi inmediata. Hecho que concuerda con la curva graficada para la DBO.

Los valores de DBO referentes de calidad del agua en una fuente de agua superficial se presentan en la tabla 26:

Tabla 26.

*Valores de DBO en aguas superficiales*

Nivel DBO (ppm)	Calidad del agua
1.0 -2.0	Muy buena: el desecho orgánico presente en la muestra es casi nulo
3.0-5.0	Aceptable: moderadamente limpia
6.0-9.0	Mala: indica la presencia de materia orgánica y de bacterias que descomponen los desechos
10 ó más	Muy mala: muy contaminada, contenido de desechos orgánicos

Fuente: Castillo, J. 2004.

Se puede notar que en condiciones iniciales el río se encuentra en saturación de oxígeno, pero una recibe la descarga del vertimiento, rápidamente se ocasiona una demanda bioquímica de oxígeno representada en la curva de desoxigenación, hecho que causa que el oxígeno disuelto disminuya con respecto al punto de saturación de oxígeno. Pero una vez presentada esta situación se comienza el proceso de reaireación a partir de los 200 metros.

### **4.3 Modelación del comportamiento de asimilación la Ermita: PUNTO 4**

Dentro de los puntos escogidos para el muestreo, el segundo más importante lo constituye el punto cuatro, pues recibe la descarga directa de los vertimientos del corregimiento de la Ermita, con una la distancia de los sitios de descarga de 4.934 metros de la bocatoma del acueducto de Ocaña.

Teniendo en cuenta que los vertimientos se descargan de manera difusa, la carga de contaminación se calculó de acuerdo con los lineamientos contemplados en el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS, del Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. Para ello se tuvo en cuenta la contribución por aguas residuales domésticas, la proveniente de aguas residuales institucionales, además de la proveniente de las aguas residuales industriales por la existencia de galpones avícolas en el área.

#### **4.3.1 Contribución de aguas residuales domesticas**

El título D del RAS (3.2.2) expresa las consideraciones a tener en cuenta para su estimación. Inicialmente es necesario conocer el nivel de complejidad del sistema el cual se muestra en la tabla 22:

Tabla 27.

*Niveles de complejidad de sistemas de tratamiento de agua*

Nivel de complejidad	Población	Capacidad económica de los usuarios
Bajo	< 2.500	Baja
Medio	2.501- 12.500	Baja
Medio alto	12.501-60.000	Media
Alto	> 60.000	Alta

Fuente: RAS, 2017.

Según el Plan de Desarrollo de Ocaña 2016- 2019, el corregimiento de la Ermita cuenta con una población de 456 habitantes, por tanto, el nivel de complejidad es BAJO.

El nivel de complejidad del sistema determina los valores de dotación mínima. En la tabla 23 se referencian los valores establecidos en el título B del RAS.

Tabla 28.

*Dotación neta de agua potable por habitante/día*

Nivel de complejidad del sistema	Dotación neta mínima (L/hab* día)	Dotación neta máxima (L/hab* día)
Bajo	100	150
Medio	120	175
Medio alto	130	-
Alto	150	-

Fuente: RAS, 2010.

Teniendo en cuenta que el nivel de complejidad es bajo, entonces la dotación mínima es de 100 L/hab\* día). para la elaboración del trabajo se tomó el valor medio entre la dotación mínima y máxima: dotación = 125 L/hab\* día.

Sin embargo, se tiene en cuenta el efecto del clima en la dotación neta establecida en el Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS B.2.3. del Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio.

Tabla 29.

*Dotación neta de agua potable según el clima*

Nivel de complejidad	Clima cálido	Clima templado	Clima frío ( menos de 20°C
bajo	+15%	+10%	
Medio	+15%	+10%	No se admite
Medio alto	+20%	+15%	corrección por clima
Alto	+20%	+15%	

Fuente: RAS, 2010.

La temperatura media del corregimiento es de 22°C, clasificado entonces como clima templado.

**Dotación:  $125+10\%=132.5$ .**

Para el cálculo del coeficiente de retorno del agua de uso doméstico servida, entregada como agua negra al sistema de recolección y evacuación de aguas residuales, se utiliza los rangos de valores de R descritos en la en el Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS, D.3.1.

Tabla 30.

*Coeficiente de retorno de aguas servidas*

Nivel de complejidad del sistema	Coeficiente de retorno
Bajo	0.7-0.8
Medio	0.7-0.8
<b>Medio alto</b>	0.8-0.85
<b>Alto</b>	0.8-0.85

Fuente: RAS, 2010.

El caudal doméstico se calcula con ecuación 29:

$$Q_d = \frac{C \cdot P \cdot R}{86.400} \quad (29)$$

Donde:

$Q_d$  = caudal doméstico. En L/s

C= Caudal medio por habitante

P= Población

R= Coeficiente de retorno

$$Q_d = 0.52 \text{ l/s}$$

Según el cálculo obtenido, significa que el corregimiento de la Ermita con una población de 456 habitantes genera un caudal doméstico de aguas residuales de 0.52 l/s.

### 4.3.2 Contribución de aguas residuales industriales

En el corregimiento se encuentran tres explotaciones avícolas que de igual forma hacen aportes de vertimientos al cuerpo de agua. Una forma de estimar el aporte de vertimientos es tomara como referencia los valores establecidos en tabla 31:

Tabla 31.

*Contribución de vertimientos de aguas residuales según nivel de complejidad.*

Nivel de complejidad del sistema	Contribución industrial L/ha/ industria
Bajo	0.4
Medio	0.6
Medio alto	0.8
Alto	1.0-1.5

Fuente: RAS, 2010.

El área de las explotaciones es de 1.65 hectáreas.

Según el cálculo anterior, la contribución industrial de aguas residuales es de **0.66 l/s**

### 4.3.3 Contribución institucional:

La Contribución de agua residual institucional corresponde a la Institución Educativa Carlos Hernández Yaruro con la población consignada en la tabla 32.

Tabla 32.

*Población institución educativa Carlos Hernández Yaruro*

Cargo	cantidad
Directivos	3
administrativos	3
docentes	16
Estudiantes primaria	152
Estudiante secundaria	246
Total	420

Fuente: Secretaría de educación municipal del municipio de Ocaña, 2018.

Para el cálculo del aporte de la contribución institucional de aguas residuales se tuvo en cuenta los valores establecidos por el Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS; los cuales se referencian en la tabla 33.

Tabla 33.

*Contribución institucional de vertimientos de aguas residuales domesticas*

Nivel de complejidad	Contribución l/ha
cualquiera	0.4 - 0.5

Fuente: RAS, 2010.

El área medida es de 0.67 hectáreas

Contribución: **0.33l/s**

La contribución total de las aguas residuales corresponde entonces a un caudal de: **1.51 l/s**

### 4.3.4 Modelación del tramo La Ermita a la Bocatoma del Acueducto de Ocaña

En la tabla 34 se sintetizan los cálculos de las variables de modelación para el tramo en mención:

Tabla 34

*Resumen de cálculos de las variables de modelación para el tramo 2 (la Ermita-Bocatoma)*

<b>Variables tramo 2: corregimiento de la Ermita – bocatoma del acueducto de Ocaña</b>		
VARIABLE/ PARÁMETRO	ECUACION	VALOR
Tiempo de viaje	$t = \frac{L}{v}$	5.07 horas
Balance de caudal	$Q_0 = Q_R + Q_V$	1.51
Distancia de homogeneización	$L_m = 0.12 * U \frac{B^2}{H}$	7.5 m

Balance de OD	$OD_o = \frac{OD_R * C_R + OD_V * C_V}{Q_R + Q_V}$	8.2 mg/L
Balance de DBO	$DBO_o = \frac{DBO_R * C_R + DBO_V * C_V}{Q_R + Q_V}$	2.98 mg/L
Balance de temperatura	$t_r = \frac{t_r^o * C_R + t_v^o * C_V}{Q_R + Q_V}$	23.1°C
Oxígeno de saturación:		8.38 mg/L
Déficit inicial de oxígeno	$D_o = C_s - OD$	0.18 mg/L
Constante de desoxigenación	$K_d = 0.3 * \left(\frac{H}{8}\right)^{-0.434}$	0.12
Constante de reaireación:	$K_a = 5.32 \frac{U^{0.67}}{H^{-1.85}}$	0.53
corrección de Ka vs temperatura:	$K(t) = K_{20} * \Theta^{t^o - 20}$	0.126
Corrección constante de desoxigenación vs temperatura	$K(t) = K_{20} * \Theta^{t^o - 20}$	0.55
Factor de auto purificación	$f = K_a / K_d$	0.22
tiempo crítico	$t_c = \frac{1}{K_a - K_d} * \ln \left[ \frac{K_a}{k_d} \left( 1 - \frac{D_o * (k_a - k_d)}{K_d * L_o} \right) \right]$	0.25 días
distancia crítica	$X_c = v * t_c$	264.5 m
Déficit crítico de oxígeno	$D_c = \frac{k_d}{k_a} * DBO_o * e^{-K_d * t_c}$	1.01
Oxígeno disuelto crítico:	$OD_c = O_s - D_c$	7.28
Demanda bioquímica de oxígeno carbonácea:	$DBO_c = DBO_o * e^{-K_d * t_c}$	0.43

Fuente: Elaboración propia.

De igual forma se simuló el comportamiento del cuerpo ante la presión del disturbio contaminante, utilizando también la ecuación general del modelo (ecuación 1):

$$D = D_o e^{-K_a t} + \frac{K_d L_o}{K_a - K_d} (e^{-K_d t} - e^{-K_a t}) + \frac{K_N L_o N}{K_a - K_N} (e^{-K_N t} - e^{-K_a t}) - \frac{r_p - r_{Rp} - K_s / H}{K_a} (1 - e^{-K_a t})$$

Tabla 35.

Valores entrada al modelo en el punto 4: la Ermita

Distancia x (m)	DBO (mg/L) en la distancia (x)	Dx (Déficit de Oxígeno mg/L)	OD presente en la fuente (mg/L)
0	2,9	5,06	4,50
10	2,85	4,48	4,50
20	2,7	3,97	4,50
30	2,7	3,53	5,00

40	2,7	3,14	5,00
50	2,5	2,8	5,00
100	2,5	1,63	6,00
120	2,5	1,34	6,00
130	2,5	1,22	6,00
140	2,5	1,11	6,00
150	2,5	1,02	6,50
160	2,5	0,94	6,50
170	2,5	0,86	6,50
180	2,5	0,8	7,00
190	2	0,74	8,00
200	2	0,69	8,50

Fuente: Elaboración propia.

Los datos calculados corresponden al comportamiento del déficit de oxígeno, con respecto a la carga contaminante expresada en DBO y al oxígeno presente en la fuente agua, en función de la distancia de recorrido en metros, aguas abajo de la descarga de aguas residuales provenientes del corregimiento de la Ermita. Se nota como en una distancia de 200 metros, el oxígeno alcanza los niveles de saturación (8,50 mg/l), lo cual es un indicador de la rápida re oxigenación del río, producida por la difusión del aire gaseoso y por la turbulencia propia de la dinámica del cauce.

En el caso de la DBO, pasa en los primeros 200 metros de recorrido de un valor de 2,9 a 2,0 mg/l, cuyo significado consiste en la capacidad de asimilación de la carga contaminante, debido a la dispersión de la misma.

Para mejor entendimiento se graficó el perfil del comportamiento del OD frente a la DBO a través de una curva SAG obtenida de la ecuación de Streeter-Phelps, lo cual se puede observar en la figura 19.

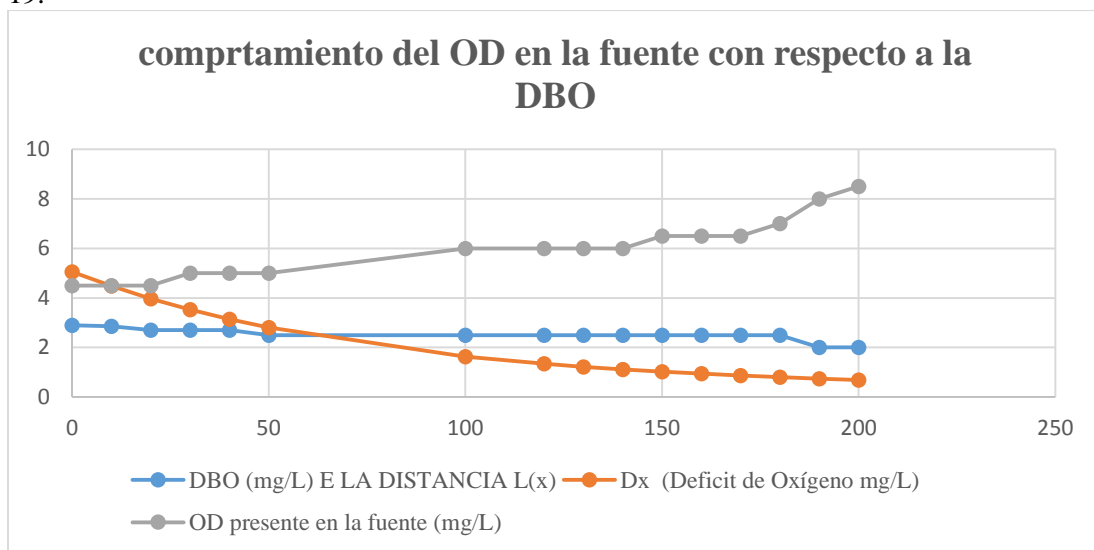


Figura 19. Curva SAG comportamiento del OD con respecto a la DBO en el punto 4. Elaboración propia



Según los cálculos realizados se encuentra que después del punto de descarga de aguas residuales provenientes del corregimiento de la Ermita, el oxígeno disuelto en el agua comienza a recuperarse a partir de los 150 metros de distancia (6.5 mg/l), así como la disminución de la concentración de DBO la cual llega a 2 mg/l a los 200 metros aguas abajo del punto de descarga. Esto demuestra la capacidad de autodepuración del río en este punto, pues las condiciones hidráulicas como lo son el aumento del caudal (2.41 m/s) y del área transversal (13.6 m de ancho y 0.62 m de profundidad) que contribuyen a que la tasa de reaireación aumente, pues hay mayor difusión del aire atmosférico con la lámina de agua.

Con respecto a la DBO los valores tomados en campo oscilaron entre 1.3 y 3.1 mg/l. siendo los puntos más altos el punto uno y el punto cuatro, pero como evidencia, las curvas de reaireación y desoxigenación, el cuerpo de agua asimila rápidamente la carga contaminante.

### 4.3.5 Tasa de decaimiento de patógenos

Para poder determinar el comportamiento del río frente al proceso de autodepuración en lo que respecta a patógenos, se tuvo en cuenta los datos obtenidos en los parámetros de coliformes totales y sólidos suspendidos totales (SST) en cada uno de los puntos de muestreo, los cuales se muestran en la tabla 36.

Tabla 36.

*Valores de patógenos y solidos suspendidos totales en cada punto*

Parámetro	Unidades	Punto inicial	P1	P2	P3	P4	P5
Sólidos Inorgánicos (SSI)	mgD/L	12	17	11	21	14	13
Patógenos	Ufc/100mL	4.000	124.000	10.000	8.000	92.000	38.000

Fuente. Elaboración propia

Graficando la información, en la figura 20 se muestra comportamiento del número de patógenos en unidades de UFC/100mL.



Figura 20. Comportamiento de patógenos en la longitud del río. Elaboración propia

El comportamiento muestra el incremento significativo en los puntos importantes de vertimiento: después de la descarga de la laguna de oxidación y de la quebrada Ato Nuevo en el municipio de Abrego; y los del corregimiento de la Ermita.

Para simular la tasa de decaimiento total de patógenos existen varios modelos que utilizan diferentes variables para su estimación. Por ejemplo, el modelo BWQM (Bacterial Water Quality Model) tiene como referencia la temperatura del agua la principal causa del decaimiento (Zhanxue, 2011). Así mismo, el modelo WAM (Water Assessment Model) el cual utiliza una serie de expresiones matemáticas en las cuales se expresa el comportamiento en la dispersión de la bacteria E. coli. En dicho modelo la simulación del decaimiento es realizada teniendo en cuenta la temperatura del agua, igual que la radicación solar (Collins et al., 2004).

Para el desarrollo del presente estudio se utilizó el Modelo Qual2K que utiliza la ecuación planteada por Chapra en 1997, mediante la expresión:

$K_b = (0.8 + 0.02_s) * 1.07^{t-20} + \frac{\alpha}{keH} * (1 - e^{-keH}) + F_p * \frac{Vs}{H}$ ; la cual está referenciada en la ecuación número 17 del presente documento.

El modelo básicamente asume el decaimiento debido a la influencia de variables tales como la radiación solar a través del brillo solar o energía lumínica superficial, la temperatura del agua, la profundidad del cauce, y la velocidad de sedimentación de los sólidos suspendidos. En él se tiene en cuenta

Para la introducción de los datos requeridos por el modelo se acudió a información secundaria del IDEAM sobre la radiación solar media en la estación meteorológica Abrego-Centro. En la información consultada se encontró un promedio 162.9 horas luz mensual de brillo Solar.

Los datos de temperatura del agua y de profundidad del cauce fueron tomados en campo y referenciados en la tabla 37.

Tabla 37.

*Valores de temperatura del agua y de profundidad del cauce en cada uno de los puntos de muestreo del río Algodonal.*

Punto	Temperatura °C	Profundidad (H)
inicial	21,3	0.21
1	21,7	0.20
2	22,9	0.26
3	24,7	0.30
4	23,1	0.62
5	22,1	1.16

Fuente: Elaboración propia.

Utilizado la ecuación 14 :  $K'_b = K_{b1} + K_{bi} + K_{bs}$ , se obtuvo los valores de la tasa de decaimiento total  $K'_b$ , la tasa de pérdida por radiación solar  $K_{bi}$ , y la tasa de pérdida por sedimentación  $K_{bs}$ , los cuales se muestran en la tabla 38.

Tabla 38.

Valores calculados de tasa de decaimiento de patógenos en el río Algodonal.

<b>Kb1</b>	<b>Kbi</b>	<b>Kbs</b>	<b>Kb total</b>
0,87	69,7	0,99	71,56
0,89	51,4	1,04	53,33
0,97	60,9	0,8	62,67
1,09	27,7	0,69	29,48
0,98	20,24	0,33	21,55
0,92	11,5	0,18	12,6
$\bar{X} = 0,95$	$\bar{X} = 40,24$	$\bar{X} = 0,67$	$\bar{X} = 41,9$

Fuente: Elaboración propia.

Los cálculos realizados para cada uno de los factores que inciden en la tasa de decaimiento de patógenos indican lo siguiente:

Según Chapra (1997), la tasa de pérdida por salinidad está alrededor de  $0,8 \text{ d}^{-1}$  para agua dulce. El valor encontrado de la tasa de pérdida por salinidad  $K_{b1}$ , en promedio fue de  $0,95 \text{ d}^{-1}$ , es decir  $0,03$  patógenos por hora, es decir una eliminación muy baja, entendible teniendo en cuenta que se trata de un cuerpo de agua dulce. En el caso de la tasa de decaimiento de patógenos por radiación solar ( $K_{bi}$ ) se encontró un valor promedio de  $40,24 \text{ d}^{-1}$ , es decir una tasa de mortalidad de  $1,67$  patógenos por hora, lo cual significa el efecto de la intensidad lumínica en el decaimiento de los patógenos. En lo que hace referencia a la tasa de decaimiento por sedimentación, el valor promedio encontrado fue de  $0,67 \text{ d}^{-1}$ , correspondiente a  $0,02 \text{ d}^{-1}$ , un valor bajo de eliminación, explicable teniendo en cuenta que en el momento en que se realizó el presente estudio correspondió a la época de estiaje con bajos niveles de sedimentación.

La tasa total de decaimiento de patógenos se calculó en  $41,9 \text{ d}^{-1}$ , interpretado como la eliminación de  $1,74$  patógenos por hora.

En la figura 21 se grafican los resultados obtenidos para la tasa total de decaimiento de patógenos.



Figura 21. Tasa de decaimiento de patógenos. Elaboración propia.

## A. Anexo: Modelación utilizando Qual2k

### Escenario actual de calidad del cauce principal del río Algodonal.

Una vez aplicado y calibrado el modelo de simulación Qual2k con los datos de campo, se obtuvieron los resultados del estado actual de calidad del cauce del río principal desde aguas arriba de la laguna de oxidación del municipio de Ábrego, hasta la captación de agua de la empresa ESPO S.A.S. del municipio de Ocaña. Las siguientes figuras relacionan los datos de entrada (estaciones de monitoreo) representados con puntos negros con la tendencia de calibración del modelo representado en líneas.

### Tiempos de viaje para cada uno de los tramos.

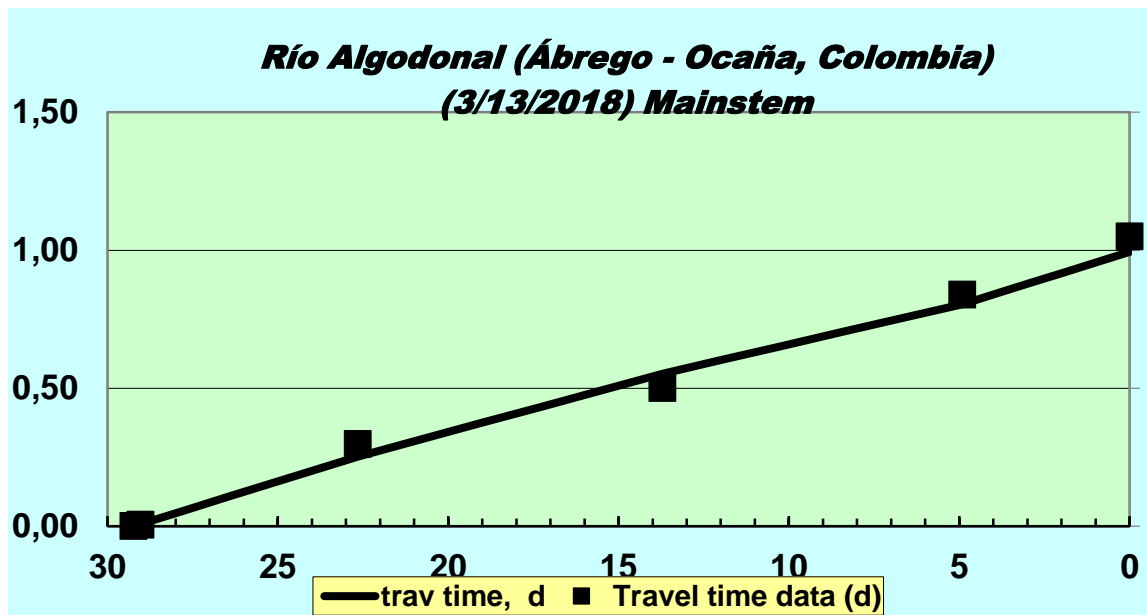


Figura 1: Tiempos de viaje para cada uno de los puntos de muestreo en el río Algodonal. Elaboración propia.

Según la figura 2 el tiempo de viaje simulado con el modelo se corresponde con los cálculos hechos con el trabajo de campo, esto permite asegurar que para las condiciones hidráulicas el modelo se encuentra debidamente calibrado. Una vez que se calcula el flujo de salida, la profundidad y la velocidad, el modelo Qual2k utiliza la ecuación o coeficiente de rugosidad de Manning, que como se puede apreciar en la figura 1, presenta un comportamiento lineal.

## Temperatura del agua en cada uno de los puntos establecidos.

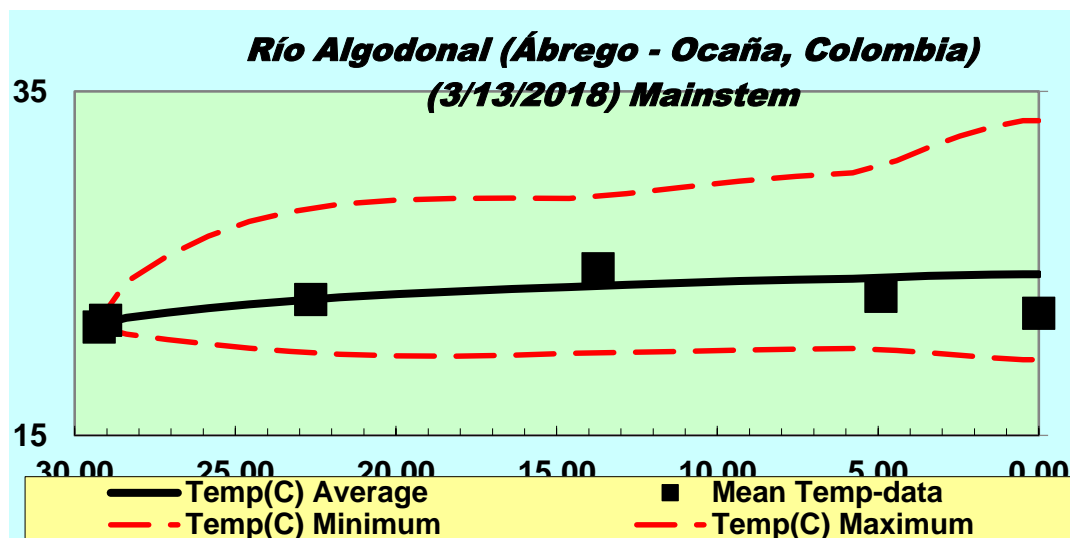


Figura 2. Comportamiento de la temperatura del agua en cada uno de los puntos de muestreo. Elaboración propia

La curva muestra que de temperatura se mantiene estable a lo largo del tramo estudiado. Las temperaturas del agua tomadas en campo van en un rango desde 21.3 a máximo 24.7, lo cual concuerda con la curva del modelo. La importancia de esta variable radica en su interrelación con el oxígeno disuelto presente en el agua. La concentración de oxígeno puede tener un valor de 6.4mg/L a 40°C de temperatura, mientras que a 0°C puede alcanzar valores de 14.6mg/L. (Roldán)

## Oxígeno disuelto OD río Algodonal (mgO<sub>2</sub>/L)

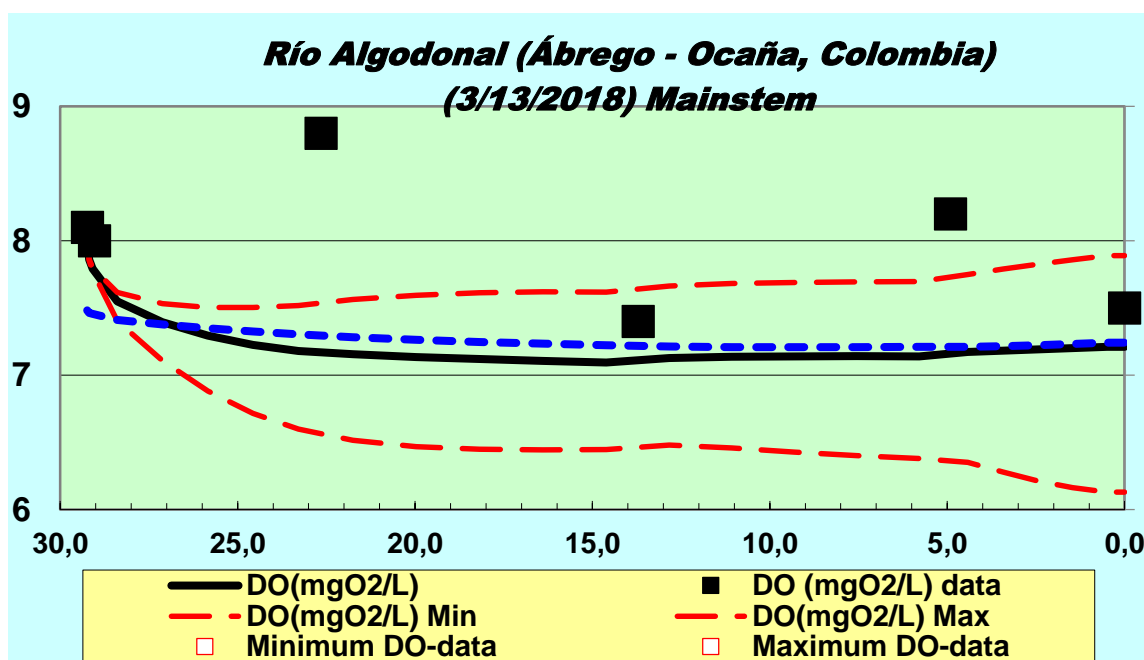


Figura 3. Comportamiento del OD vs distancia. Elaboración propia

El oxígeno disuelto como parámetro en a tener en cuenta en el proceso de autodepuración de un cuerpo de aguas superficiales, ya que su concentración va a depender de variables como lo son la re oxigenación atmosférica por procesos de difusión y de turbulencias, de los procesos de respiración de organismos acuáticos, así como por la demanda béntica y de la DBO. El oxígeno disuelto, dada su importancia en la salud del agua, se ha constituido en el parámetro más importante en el diagnóstico sobre el estado de contaminación de un ecosistema acuático (PERDOMO)

Una vez aplicado el modelo y con la entrada de datos obtenidos en campo, se encuentra que las tasa de reaeración se estabiliza en 7.9 mg/l en lo recorrido del tramo; hecho que se concuerda con los datos obtenidos en el muestreo, ya que los valores oscilaron entre 7.4 y 8.8 con 8.0 mg/l.

Es preciso tener en cuenta los valores de OD al momento de evaluar el ecosistema: valores entre 0-4mg/ l son perjudiciales para la vida acuática; valores entre 4 y 8 mg/l se pueden considerar aceptables; y valores superiores a 8 mg/l buenos. Valores por encima pueden ocasionar sobresaturación de oxígeno, ocasionándose un intercambio gaseoso con la atmosfera (Sierra, 2011).

El comportamiento del oxígeno disuelto simulado concuerda con los datos de las estaciones y representa decrecimiento en los vertimientos de aguas residuales domesticas al cauce principal del río Algodonal.

## Potencial de hidrógeno pH en cada uno de los puntos

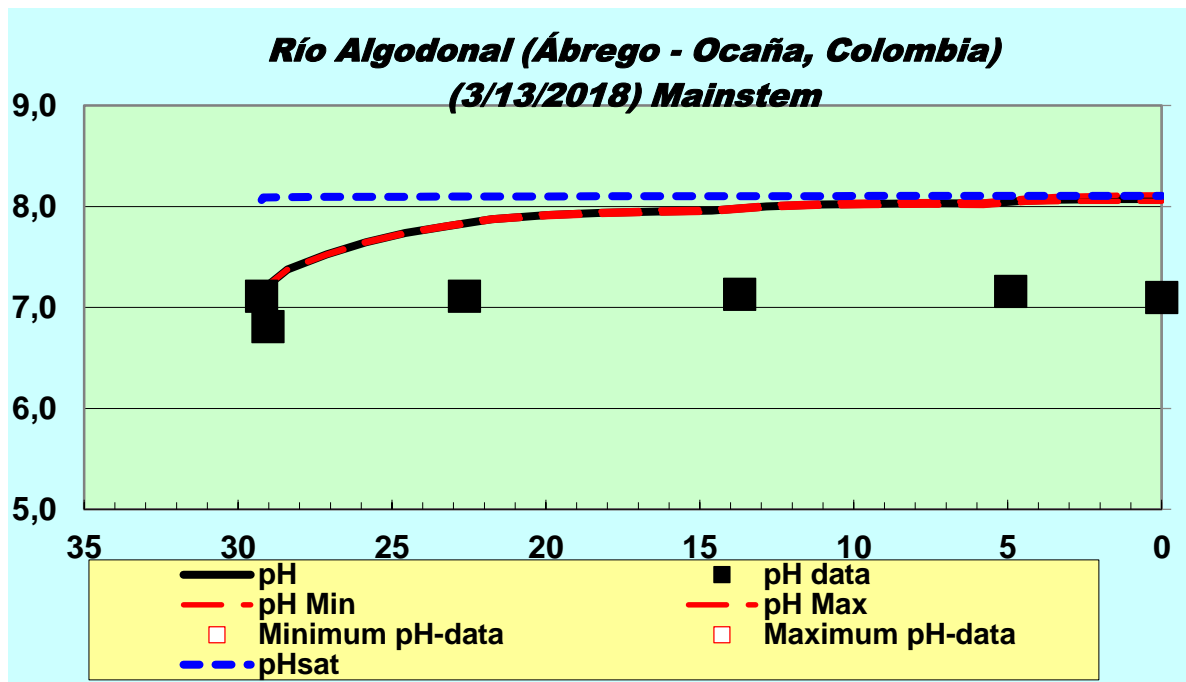


Figura 4. Comportamiento del OD vs distancia. Elaboración propia

El pH del agua en los muestreos de campo osciló entre 6.8 y 7.1, los cuales concuerdan con la estabilidad mostrada en las curvas de simulación.

A manera de síntesis, analizando los resultados encontrados por el método de Streeter Phelps, los meses donde se presentan los caudales de estiaje son, enero febrero, marzo, razón por la cual se determinó realizar la campaña de muestreo. Esta condición se torna desfavorable para estabilidad

del río, pues los bajos caudales y las altas temperaturas hacen que se disminuya la concentración de oxígeno disuelto. En el primer tramo del área de estudio se recibe la descarga de vertimientos de la laguna de estabilización y de la quebrada Ato Nuevo, presentándose el valor más alto del déficit de OD (déficit crítico de 1.71 mg/l.).

En cuanto a los coeficientes de reaireación y desoxigenación,  $k_a$  y  $k_d$  respectivamente, los valores se evidencian tasas de autodepuración a lo largo de los tramos escogidos para el estudio, los cuales significan que a pesar que la fuente recibe la carga contaminante, no se comprometen las condiciones de calidad del agua, excepto, como se dijo la cantidad de coliformes totales con la que llega el agua al punto 5: bocatoma del acueducto. A pesar del aumento de los vertimientos, no se afecta la capacidad máxima de asimilación del río Algodonal.

Con respecto a la DBO los valores tomados en campo oscilaron entre 1.3 y 3.1 mg/l. siendo los puntos más altos el punto uno y el punto cuatro, pero como evidencia, las curvas de reaireación y desoxigenación, el cuerpo de agua asimila rápidamente la carga contaminante. Para este propósito se utilizó el programa QUAL2K, conformado por una aplicación unidimensional

los resultados obtenidos con la investigación deben servir como bases para el proceso de planificación y reglamentación del recurso hídrico y proponer medidas de prevención de la contaminación en la fuente hídrica, tanto por parte de los municipios de Abrego y Ocaña, como por parte de CORPONOR como autoridad ambiental competente, tal como lo expresa el decreto 3930 DE 2010 en cuanto al Ordenamiento del Recurso Hídrico y definir los objetivos de calidad a alcanzar en el corto, mediano y largo plazo.

## Conclusiones

La longitud del trayecto fue de 29.3 kilómetros, con un tiempo de viaje estimado de 22 horas y 23 minutos. Dentro de las características hidrodinámicas se encontró que la velocidad media del agua del río fue de 0.35 m/s, la profundidad media fue de 0.46 m y el caudal medio de 1.73 m/s. Estas variables se tuvieron en cuenta para seleccionar las ecuaciones empíricas para determinar la capacidad de autodepuración del río. Los datos estadísticos de precipitación y caudales registrados en la Estación Abrego -Centro para el periodo de 1997 a 2017 demostraron que el mes de marzo se constituye en el la época de estiaje, que para los propósitos del estudio, es cuando se presentan las condiciones más desfavorables para la autodepuración del río y por tanto se tomó como base para programar la campaña de muestreo.

El caudal del vertimiento proveniente de la laguna de oxidación y de la quebrada Hato nuevo del municipio de Abrego es de 0.59 m/s con 53.5 mg/l de DBO<sub>5</sub>. Entre tanto, el caudal de vertimientos proveniente del corregimiento de la Ermita en el municipio de Ocaña es de 1.51 l/s con una carga orgánica de 20 mg/l de DBO.

Las variables que se utilizaron para representar las condiciones de hidrodinámica, el transporte de sustancias y las condiciones de autodepuración del río Algodonal fueron: la temperatura del agua, la velocidad del agua, la profundidad del cauce, la materia orgánica carbonácea (DBO), los organismos patógenos presentes en el cuerpo de agua, y la energía lumínica superficial. En cuanto a los parámetros en las expresiones matemáticas que hicieron parte de los modelos utilizados para evaluar el grado de autodepuración fueron: las constantes de desoxigenación o de degradación de la materia orgánica ( $K_d$ ), la constante de reaeración o de la transferencia del oxígeno de la atmósfera al agua ( $K_a$ ) y la tasa de decaimiento de patógenos ( $K_b$ ).

Los parámetros utilizados en los dos modelos para medir el grado de depuración del río Algodonal fueron el coeficiente de desoxigenación ( $K_d$ ), el coeficiente de reaeración y la tasa de decaimiento de patógenos. En la degradación de la materia orgánica proveniente de los vertimientos de aguas residuales domésticas, medida por la constante media de desoxigenación ( $K_d$ ) se obtuvo un valor de 0.16 d<sup>-1</sup>, equivalente a 0.16 m/l por día de remoción de DBO; la constante media de reaeración  $K_a$  fue de 12 d<sup>-1</sup>, equivalente a 12 mg/l por día de transferencia del oxígeno de la atmósfera al cuerpo de agua. En cuanto a la tasa de decaimiento de patógenos se obtuvo una tasa media de decaimiento total ( $K_b$  total) de 41,9 d<sup>-1</sup> por día. Con base en los resultados obtenidos en el presente estudio se puede concluir que para las condiciones críticas del río, como lo es la época de estiaje, tanto la degradación, descomposición activa y recuperación se realiza muy rápidamente, pues factores como la distancia de realiza la homogeneización de la mezcla ( $L_m$ ) del caudal del río con el de los vertimientos en el punto crítico uno, descarga de la laguna de oxidación, es de tan solo 36 m. así mismo la distancia crítica se encuentra a tan solo de 140 metros del punto de descarga. Lo mismo sucede con el segundo punto crítico



como lo es el punto de descarga de los vertimientos provenientes del corregimiento de la Ermita, pues la Distancia de homogeneización de la mezcla se realiza en tan sólo 75 metros, con una distancia crítica de déficit de oxígeno de 264.5 m.

Para la tasa de decaimiento de patógenos en el punto cinco del tramo estudiado tiene un valor de 12,6 d-1, y los coliformes totales un valor de 38,000 Ufc/100 ml., debido a la corta distancia entre el punto de vertimientos del corregimiento de la Ermita y la bocatoma del acueducto de Ocaña.

## Referencias

- Alcaldía Municipal. (2018). *Plan Municipal de Desarrollo 2016-2019*. Ocaña: Concejo Municipal de Ocaña.
- Alcaldía municipal de Abrego. (2016). *Plan de desarrollo del municipio de Abrego 2016-2019*. Obtenido de <http://www.abrego-nortedesantander.gov.co/planes/plan-de-desarrollo-municipal-20162019-conmigo-la-gente>
- Alcaldía municipal de Ocaña. (2002). Plan Básico de Ordenamiento Territorial de Ocaña. Obtenido de <http://www.ocana-nortedesantander.gov.co/>
- Alcaldía municipal de Ocaña. (2016). *Plan de Desarrollo Municipal de Ocaña 2016-2019*. Obtenido de [http://ocananortedesantander.micolombiadigital.gov.co/sites/ocananortedesantander/content/files/000108/5376\\_plandedesarrolloeslahoradeocaa20162019.pdf](http://ocananortedesantander.micolombiadigital.gov.co/sites/ocananortedesantander/content/files/000108/5376_plandedesarrolloeslahoradeocaa20162019.pdf)
- Autoridad Nacional de Licencias Ambientales. (2013). METODOLOGÍA PARA LA DEFINICIÓN DE LA LONGITUD DE INFLUENCIA. Bogotá. Obtenido de [http://portal.anla.gov.co/documentos/institucional/ Metodologia\\_-\\_Longitud\\_de\\_Influencia\\_de\\_Vertimientos.pdf](http://portal.anla.gov.co/documentos/institucional/ Metodologia_-_Longitud_de_Influencia_de_Vertimientos.pdf)
- Bain, M., & Stevenson, N. (1999). Usa: Library of congress catalog. Obtenido de <https://www.queensu.ca/wanglab/sites/webpublish.queensu.ca.epaelwww/files/files/fieldcourse%20resource/Aquatic%20Habitat%20Assessment%20-%20common%20methods.pdf>
- Bureau Veritas. (2008). *Manual para la formación en Medio Ambiente* (Primera Edición ed.). Lex Nova S.A. Obtenido de <https://books.google.com.co/books?id=J7rMDpW49ZQC&printsec=frontcover&hl=es#v=onepage&q&f=false>
- Campos, C.; Cárdenas, M.; y Guerrero A. (2008). Comportamiento de los indicadores de contaminación fecal en diferentes tipos de agua de la sabana de Bogotá. *Universitas Scientiarum*, 13(2). Obtenido de <https://revistas.javeriana.edu.co/index.php/scientarium/article/view/1414>
- Castillo G., J. (2004). Modelos de calidad de aguas. *CI51D-1 Contaminación de Recursos Hidráulicos 2004, Primavera*. Recuperado el 15 de Octubre de 2017, de [https://www.u-cursos.cl/ingenieria/2004/2/CI51D/1/material\\_docente/](https://www.u-cursos.cl/ingenieria/2004/2/CI51D/1/material_docente/)
- Castro Huertas, M. (2015). *Aplicación del Qual12Kw en la modelación de la calidad del agua del Río Guacaica*. Universidad Nacional de Colombia.
- Castro, M. (1995). *Parámetros Físicos, Carga Orgánica y Nutrientes*. Lima, Perú. Recuperado el 3 de Marzo de 2018, de <http://www.ib.usp.br/limnologia/textos/CEPIS%20parame.pdf>
- Chapra, Pelleiter, & Tao. (1997). *Modeling Framework for simulating River and Stream Water Quality*. Obtenido de Theory and documentation.
- CORPONOR. (2010). Plan de Ordenación y manejo de la cuenca Río Algodonal POMCHRA.

- CORPONOR. (2018). *Sistema de Información Ambiental Territorial SIAT*. Obtenido de <https://corponor.gov.co/web/>
- Corporación Autónoma Regional de la Frontera Nororiental. (2013). *Objetivos y Funciones*. Obtenido de <http://corponor.gov.co/es/index.php/nuestra-entidad/la-entidad/objetivo-y-funciones>
- Feria Diaz, J. (2017). *Tasas de desoxigenación y reaeración para el río Sinu*. Sinu: Revista Científica y Desarrollo.
- Fernandez , M., Saenz , M., & Soler, A. (1981).
- Flores, D. (2017). *Manual General de Autodepuración de Aguas Fluviales*. Obtenido de [aula.aguapedia.org/.../Manual%20General%20de%20Autodepuración%20...](http://aula.aguapedia.org/.../Manual%20General%20de%20Autodepuración%20...)
- García, H. (2008). *Modelación de la calidad del agua en corrientes naturales mediante sistemas no lineales acopladas, empleando dos algoritmos genéticos en el procesos de calibración y solución del sistema*. Tesis de Maestría, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá. Recuperado el 3 de Marzo de 2018, de <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/3809/GarciaQuinteroHermesAlfonso2008.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Gomez, P. y. (s.f.). *Estatuto de aguas para el área de jurisdicción de la*.
- Hernández, A. (1990). *Depuración de aguas residuales*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
- IDEAM. (2007). *Protocolo para el monitoreo y seguimiento del agua*. Recuperado el 6 de Marzo de 2018, de <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/021172/Protocoloparaelmonitoreoyseguimientodelagua.pdf>
- IDEAM. (2017). Caudales mensuales estación de Abrego 1997-2017. Bogotá.
- Laboratorio de la empresa Servianalítica Profesionales S.A.S. . (2018). *Informe de resultados de variables fisicoquímicas y microbiológicas*. Ocaña, Norte de Santander.
- Ley N° 99. (22 de Diciembre de 1993). Diario Oficial 41146 de la República de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Mera, D. (2014). *Aplicación del modelo de Streeter y Phelps*. Obtenido de <http://repositorio.colciencias.gov.co/handle/11146/21888>
- Ministerio Ambiente y Desarrollo Sostenible . (2015). Decreto 1076. *Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible*. Bogotá. Obtenido de <https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=78153>
- Ministerio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2012). Decreto N° 2667 de 2012. Bogotá. Obtenido de [https://www.redjurista.com/Documents/decreto\\_2667\\_de\\_2012\\_ministerio\\_de\\_ambiente\\_y\\_desarrollo\\_sostenible.aspx#/](https://www.redjurista.com/Documents/decreto_2667_de_2012_ministerio_de_ambiente_y_desarrollo_sostenible.aspx#/)

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2014). *Plan de Ordenamiento del Recurso Hidrico PORH*. Bogotá. Obtenido de [http://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/Plan-de-ordenamiento-del-Recurso-Hidrico/GUIA\\_TECNICA\\_PORH.pdf](http://www.minambiente.gov.co/images/GestionIntegraldelRecursoHidrico/pdf/Plan-de-ordenamiento-del-Recurso-Hidrico/GUIA_TECNICA_PORH.pdf)
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). Decreto N° 3930 de 2010. "Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9 de 1979, así como el. Bogotá. Obtenido de [http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/decretos/2010/dec\\_3930\\_2010.pdf](http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/decretos/2010/dec_3930_2010.pdf)
- Ministerio de Medio Ambiente. (2018). *Evaluacion Hidrologica*. Obtenido de <http://www.ideam.gov.co/web/agua/evaluacion-recurso-hidrico>
- Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo T. (2004).
- Ministerio de Vivienda Ciudad y Territorio. (2010). Reglamento Técnico – RAS. *Por el cual se adopta el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico*. Bogotá.
- Montes, R., Navarro, I., Domínguez, R., & Jiménez, E. (Noviembre-Diciembre de 2013). Changes in the self-purification capacity of the Magdalena River due to climate change. *Tecnología y Ciencias del Agua*, IV(5), 71-83. Recuperado el 3 de Marzo de 2018, de <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84902188516&partnerID=40&md5=ab77fd08ec5b1da0b25b892cb23781e1>
- Palacios, M.; y Ordoñez J. (2017). *Modelos de calidad de la gua, asesoría e ingeniería ambiental* S.A.S. Rumichaca, Pasto. Obtenido de [https://www3.opic.gov/Environment/EIA/pasto/Annexes/SanJuan/Annex\\_14\\_A.pdf](https://www3.opic.gov/Environment/EIA/pasto/Annexes/SanJuan/Annex_14_A.pdf)
- PERDOMO, 2. (s.f.). *Estatuto de aguas para el área de jurisdicción de la*.
- Pérez, A. y Torres, P. (Septiembre de 2008). Evaluación del comportamiento hidrodinámico como herramienta para optimización de reactores anaerobios de crecimiento en medio fijo. *Revista facultad de Ingeniería*(45), 27-40. Recuperado el 1 de Septiembre de 2017, de <http://rccp.udea.edu.co/index.php/ingenieria/article/view/17963>
- Perez, J., & Caviedes, S. (2018). Trabajo de Grado "Capacidad máxima de asimilación del río Algodonal por la descarga de vertimientos de aguas residuales entre los municipios de Abrego y Ocaña, Norte de Santander". *Universidad Francisco de Paula Santander Ocaña*. Ocaña, Norte de Santander.
- PNUD. (2014). *Programa de las Naciones Unidas. Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Obtenido de <http://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals/resources.html>
- Rivera, J. (2015). Evaluación de la cinética de oxidación y remoción de materia orgánica en la auto purificación de un río de montaña. *DYNA*. doi:DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/dyna.v82n191.44557>
- Rodriguez, Z. (2012). *Gobernabilidad sobre el recurso hídrico en Colombia*. IDEA- Universidad Nacional de Colombia.

- Roldán, G. (. (s.f.). *Desarrollo de la limnología en Colombia: cuatro décadas de avances*.
- Romero Rojas, J. (2004). *Tratamiento de aguas residuales*. Bogotá: Escuela colombiana de Ingeniería.
- Rueda, F. (2007). *Documento: Autodepuración y vertidos en cursos fluviales*. Obtenido de [https://www.ugr.es/~iagua/LICOM\\_archivos/Tema\\_AD2DOC.pdf](https://www.ugr.es/~iagua/LICOM_archivos/Tema_AD2DOC.pdf)
- Sánchez, D. (2015). *Resumen Calidad agua ríos*.  
[http://blog.uclm.es/davidsanchezramos/files/2016/05/12\\_Calidad-agua-r%C3%ADos\\_v2015\\_resumen.pdf](http://blog.uclm.es/davidsanchezramos/files/2016/05/12_Calidad-agua-r%C3%ADos_v2015_resumen.pdf). Obtenido de Resumen Calidad agua ríos.  
[http://blog.uclm.es/davidsanchezramos/files/2016/05/12\\_Calidad-agua-r%C3%ADos\\_v2015\\_resumen.pdf](http://blog.uclm.es/davidsanchezramos/files/2016/05/12_Calidad-agua-r%C3%ADos_v2015_resumen.pdf)
- Santamaría Alzate, F. (2013). *Análisis simplificado de oxígeno disuelto en el río Ubaté por el modelo QUAL2K*. Tesis de maestría, Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito, Bogotá. Recuperado el 3 de Marzo de 2018, de <https://repositorio.escuelaing.edu.co/handle/001/120>
- Secretaria de educacion y cultura. (2018). Obtenido de <http://www.ocana-nortedesantander.gov.co/directorio-institucional/secretaria-de-educacion-y-cultura>
- Sierra, C. (2011). *Calidad del agua, evaluación y diagnostico*. Universidad de Medellin.
- Suarez, J. y Fernandez, N. (2008). *Modelos de Calidad de Aguas*. Obtenido de [ftp://ceres.udc.es/...agua/.../Modelos\\_de\\_Calidad\\_de\\_Aguas/.../MCA\\_TEM](ftp://ceres.udc.es/...agua/.../Modelos_de_Calidad_de_Aguas/.../MCA_TEM).
- Torrado Ascanio, D. (6 de Julio de 2018). Comunicación personal. (J. Pérez Rincón, Entrevistador)
- UNDP-SIWI. (2009). *Water Governance Facility*. WIN, Cap-Net, & Water Net 2009.
- Universidad Francisco de Paula Santander (Ocaña). (s.f.). *Objetivos*. Obtenido de <https://ufpso.edu.co/Objetivos>
- Universidad Pontificia Bolivariana seccional Bucaramanga. (2018). *Informe de resultados de análisis fisicoquímico y microbiológico. Laboratorio Calidad de Agua*. Análisis de laboratorio de variables fisicoquímicas y microbiológicas., Bucaramanga. Obtenido de <https://www.upb.edu.co/es/investigacion/nuestro-sistema/laboratorios/laboratorio-calidad-agua>
- Valiente, C., & Mora , D. (2001). *El papel del agua para consumo humano en los brotes de diarrea reportados en el periodo 1999-2001 en Costa Rica*. Rev. Costarric Salud Publica.
- Walter J., W. J. (1979). *Control de la calidad del agua. Procesos fisicoquímicos*. Barcelona: Editorial Reverté, S.A. Recuperado el 3 de Marzo de 2018, de <https://books.google.com.co/books?id=TLpzh5HQYvgC&printsec=frontcover&hl=es#v=onepage&q&f=false>