

Comparación entre la metodología moderna para el cálculo de decaimiento del cloro residual en redes de distribución de agua potable vs metodología tradicional. El caso de la red matriz de la ciudad de Bogotá

AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de este proyecto de grado fue posible gracias a la asesoría del Ingeniero Juan Saldarriaga quien me guio en la investigación, análisis realizados y en la redacción del documento. Adicionalmente quiero agradecer a las personas del CIACUA y en especial a Lina Fernanda Baldrich que me ayudo y oriento en el proceso investigativo. Por otra parte quiero agradecer a mi familia, María Teresa Cortes, Álvaro Peñuela, Juan Pablo Peñuela y María Camila Peñuela, pues fueron ellos quienes me permitieron llegar a este momento de mi vida profesional y finalmente a Sebastián Sandino quien me ha acompañado en todo el proceso de desarrollo de este documento, siendo mi apoyo permanente.

TABLA DE CONTENIDOS

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUCCIÓN | 1 |
| 1.1. Importancia de la Modelación para la Calidad del Agua | 1 |
| 1.2. El Caso de las Redes Matrices | 3 |
| 1.3. Objetivos | 5 |
| 1.3.1. Objetivo General..... | 5 |
| 1.3.2. Objetivos Específicos | 5 |
| | |
| 2. ANTECEDENTES | 7 |
| | |
| 3. MARCO TEÓRICO | 9 |
| 3.1. Desinfección | 9 |
| 3.2. Aspectos Hidráulicos | 12 |
| 3.3. Modelación Tradicional de Calidad del Agua | 16 |
| 3.3.1. Transporte dentro de la Tuberías | 16 |
| 3.3.2. Mezcla en las Uniones de las Tuberías | 17 |
| 3.3.3. Mezcla en los Depósitos de Regulación..... | 18 |
| 3.3.4. Reacciones dentro de la Red | 19 |
| 3.3.5. Desarrollo del Modelo Tradicional | 22 |
| 3.4. Modelación Moderna de la Calidad del Agua | 26 |
| 3.4.1. Aspectos hidráulicos..... | 26 |
| 3.4.2. Desarrollo del Modelo Matemático para el Decaimiento | 28 |
| 3.4.3. Modelo de Equilibrio para la demanda en la pared | 33 |
| | |
| 4. METODOLOGÍA Y RESULTADOS | 41 |
| 4.1. Software utilizado para la modelación hidráulica y calidad de agua | 41 |
| 4.2. La Red Matriz de Bogotá | 42 |
| 4.3. Desarrollo de la Metodología para el Análisis..... | 44 |
| 4.4. Análisis de las Metodologías | 45 |
| 4.5. Resultados | 51 |
| 4.5.1. Región de Validez | 51 |
| 4.5.2. Tasa de Decaimiento | 56 |
| 4.5.3. Errores Relativos para el Coeficiente de Decaimiento del Cloro..... | 59 |

| | |
|---|-----------|
| 4.5.4. Concentración de Cloro en la Red | 61 |
| 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES..... | 68 |
| 6. BIBLIOGRAFÍA | 72 |

LISTA DE GRÁFICAS

| | |
|---|-----------|
| Gráfica 1. Regiones de validez para algunas tuberías de la Red Matriz de Bogotá. | 48 |
| Gráfica 2. Curva de Demanda en el tiempo para la Red Matriz de Bogotá. | 52 |
| Gráfica 3. Región de Validez para la Demanda Mínima en la Red. | 53 |
| Gráfica 4. Región de Validez para la Demanda Media en la Red. | 54 |
| Gráfica 5. Región de Validez para la Demanda Máxima en la Red. | 55 |
| Gráfica 6. Comparación de los Coeficientes de Decaimiento bajo la Modelación Moderna y Tradicional, Durante la hora de Mínima Demanda en la Red. | 57 |
| Gráfica 7. Comparación de los Coeficientes de Decaimiento bajo la Modelación Moderna y Tradicional, Durante la hora de Demanda Media en la Red. | 58 |
| Gráfica 8. Comparación de los Coeficientes de Decaimiento bajo la Modelación Moderna y Tradicional, Durante la hora de Máxima Demanda en la Red. | 59 |
| Gráfica 9. Errores Relativos de la Modelación Moderna para un momento de Demanda Mínima en la Red. | 60 |
| Gráfica 10. Errores Relativos de la Modelación Moderna para un momento de Demanda Media en la Red. | 60 |
| Gráfica 11. Errores Relativos de la Modelación Moderna para un momento de Demanda Máxima en la Red. | 61 |
| Gráfica 12. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 905. | 63 |
| Gráfica 13. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 659. | 64 |
| Gráfica 14. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 2563. | 65 |
| Gráfica 15. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 4679. | 66 |
| Gráfica 16. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 956. | 66 |
| Gráfica 17. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 619. | 67 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|-----------|
| Figura 1. Red Matriz de Bogotá. Se muestra la ubicación de las PTAPs. | 4 |
| Figura 2. Zonas de Reacción al interior de una Tubería. | 12 |
| Figura 3. Diagrama del Comportamiento de la Capa Límite en una tubería. | 15 |
| Figura 4. Mezcla en los nudos de la Red. | 18 |
| Figura 5. Ilustración de la concentración vs el tiempo para reacciones de decaimiento de orden cero, uno y dos. | 20 |
| Figura 6. Reacciones generadas al interior de una tubería típica. | 22 |
| Figura 7. \hat{c}_y Como una función de y^+ para varios Re_{kw} . | 36 |
| Figura 8. Tasa de decaimiento vs. Re_{kw} . | 37 |
| Figura 9. Zonas de validez para el Supuesto de Mezcla Completa. | 39 |
| Figura 10. Embalses de Abastecimiento de la Red Matriz de Bogotá. | 43 |
| Figura 11. Algunas Válvulas presentes en la Red Matriz de Bogotá. | 44 |
| Figura 12. Ubicación de los Nudos lejanos de los embalses. | 62 |

LISTA DE TABLAS

| | |
|---|-----------|
| Tabla 1. Propiedades Iniciales. | 45 |
| Tabla 2. Condiciones Hidráulicas de las tuberías 1, 8 y 98. | 46 |
| Tabla 3. Resultados de la Región de validez para Tres demandas diferentes de la Red. | 55 |
| Tabla 4. Concentraciones Promedio en los diferentes Nudos evaluados. | 67 |

1. INTRODUCCIÓN.

1.1 Importancia de la Modelación para la Calidad del Agua

Para la civilización la necesidad de consumir agua de buena calidad se ha identificado desde hace varios siglos, ya que se estableció que la mala salud estaba relacionada con una mala calidad del agua; sin embargo la desinfección del agua llegó mucho después, pues en 1680 con el descubrimiento del microscopio de Anthony Van Leeuwenhoek se pudo conocer la existencia de microorganismos. Sin embargo no fue hasta los años 1900's que se dio inicio a la utilización de químicos para la desinfección del agua.

La importancia de la desinfección se debe a que datos entregados por la Organización Mundial para la Salud indican que la mayor causa de muerte en África y países en vía de desarrollo con bajos PIB's se debe a enfermedades relacionadas con la mala calidad del agua; sin embargo para realizar la desinfección del agua se debe tener importante cuidado con las concentraciones a introducir en las redes de distribución ya que recientes estudios indican que altas concentraciones de estos desinfectantes pueden causar enfermedades a largo plazo a los consumidores.

Para realizar la desinfección existen varios compuestos físicos y químicos como el calor, la luz ultravioleta, el ozono, cloro, yodo, entre otros. El cloro ha sido desde hace varios años el desinfectante más popular debido a su bajo costo en el mercado y su capacidad oxidante que adicionalmente ofrece la posibilidad de mantener un nivel de cloro a lo largo del sistema de distribución del agua que permite que el agua no se contamine a lo largo de la red.

En las Redes de Distribución de Agua Potable (RDAP) se introduce el cloro a la red en la salida de las plantas potabilizadoras, tanques y bombeos; sin embargo no es posible realizar un monitoreo del cloro residual a lo largo de toda la red en los casos de redes de distribución de gran magnitud. Por esta razón la modelación de la calidad del agua tiene una gran importancia en el cálculo de las concentraciones de cloro que están llegando a los consumidores.

Con fines de realizar la investigación para este documento se utilizó EPANET, un programa de modelación en el cual se pudo modelar la Red Matriz de Bogotá; este programa realiza simulaciones en periodos prolongados del comportamiento hidráulico y de la calidad del agua de la red de distribución que se pretenda modelar. Este programa además de simular la concentración de distintas especies también puede modelar el tiempo de permanencia del agua en la red (Grupo REDSHIP, 2002).

EPANET es una herramienta clave para el tipo de modelación que se pretende realizar, ya que en este es posible desarrollar un modelo hidráulico preciso utilizando diferentes tipos de válvulas, no existe límite en el tamaño de la red, contempla pérdidas menores, calcula pérdidas de carga mediante diferentes fórmulas, utiliza diferentes depósitos, analiza bajo diferentes demandas en los nudos, entre otros. El programa bajo la simulación hidráulica logra calcular los temas correspondientes a la calidad del agua, en los cuales se muestran indicadores importantes tales como la concentración de diferentes especies en cada uno de los nudos a lo largo de un periodo de tiempo, tiempo de permanencia del agua en la red, zonas de conflicto de las especies analizadas, entre otras.

En el flujo de agua las reacciones químicas y biológicas ocurren en la masa de agua y otras tienen lugar en las paredes de las tuberías. Algunas de las reacciones de importancia que se dan en la masa de agua son aquellas que se encargan de disolver la materia orgánica natural presente y la otra es la que se encarga de reaccionar con compuestos férricos liberados en la red. Por otro lado están las reacciones que se dan en la pared que principalmente tienen en cuenta reacción con la biopelícula, corrosión, entre otros (Lari, M. ASCE, Reeuwijk, Maksimovic, 2010).

Los modelos existentes de análisis contemplan una mezcla completa a lo largo de toda la red y por lo tanto suponen demandas de cloro en la pared y en la masa de agua constantes. Sin embargo estudios recientes exponen que la modelación del cloro debe hacerse en dos casos diferentes; el caso de mezcla completa y el caso de mezcla completa quebrantada. Para los diferentes casos es preciso realizar una modelación en la cual sea posible predecir los casos en los

cuales se deberá mantener una demanda en la pared constante con un valor determinado y los casos en los cuales este varía debido a que el supuesto de mezcla completa ha sido quebrantado.

Según lo anterior con fines de realizar una modelación de calidad del agua adecuada se realizarán análisis teniendo en cuenta la modelación tradicional que es aquella en la que se supone un supuesto de mezcla completa a lo largo de toda la red y por otro lado una modelación moderna en la cual se tendrán en cuenta los casos en los que las tuberías no se encuentran totalmente mezcladas y por lo tanto este supuesto es quebrantado.

El modelo tradicional para la modelación de calidad del agua considera el efecto que tiene la capa límite y la no uniformidad del perfil en la masa de agua que es transferida a lo largo de la red (Ramírez y Saldarriaga, 2010) y la modelación moderna tiene en cuenta una mayor o menor demanda en la pared dependiendo de la velocidad del agua, material de la tubería, rugosidad y edad de la tubería, presencia de biopelícula, entre otros (Lari, M. ASCE, Reeuwijk, Maksimovic, 2010).

1.2 El Caso de las Redes Matrices

En este estudio se pretendía evaluar el impacto que tiene la modelación moderna vs la tradicional en una Red de Distribución de Agua Potable (RDAP) de gran magnitud; por esta razón se tomó el caso de la Red Matriz de Agua Potable de la Ciudad de Bogotá, la cual surte a aproximadamente un millón setecientos mil clientes con más de 17 mil kilómetros de redes (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, Empresa, 2011).

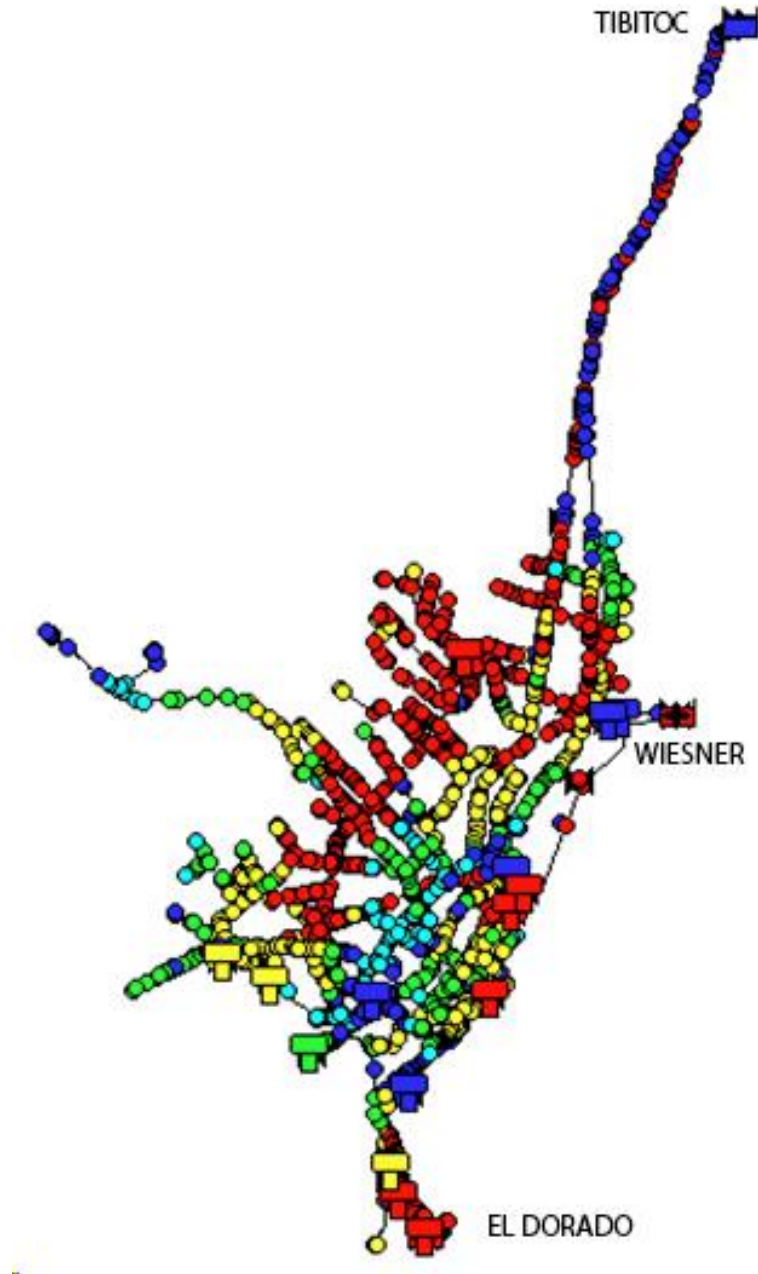


Figura 1. Red Matriz de Bogotá. Se muestra la ubicación de las PTAPs.

De acuerdo con el estudio realizado fue posible analizar detalladamente la modelación moderna vs la tradicional, teniendo en cuenta toda la información obtenida de la metodología para el desarrollo de la nueva teoría para la evaluación de calidad de agua y la que tradicionalmente se utiliza en las RDAP. Es importante mencionar que la nueva metodología de modelación de calidad del agua únicamente hace referencia a la demanda de pared de químico que se presenta en las tuberías y en ningún momento menciona la demanda en la masa de agua la cual en futuros estudios podría demostrarse que tiene mayor importancia de la que hasta este momento se le está dando.

Adicionalmente es importante tener en cuenta que los casos en los que mayor cuidado se debe tener son aquellos en los que existe mayor demanda de pared y bajos números de Reynolds. Esto se presentaría que en caso de que se registre un bajo número de Reynolds el contacto con la pared es mayor y por lo tanto se puede registrar una mayor demanda y el coeficiente de decaimiento de cloro puede aumentar.

1.3 Objetivos.

1.3.1. Objetivo General.

Con este estudio se pretende realizar una comparación entre la metodología moderna para el cálculo de decaimiento del cloro residual en redes de distribución de agua potable vs metodología tradicional. El caso de estudio corresponde a la red matriz de la ciudad de Bogotá.

1.3.2. Objetivos Específicos.

Los objetivos específicos pretenden exponer de manera genérica los resultados que se estima alcanzar a partir del proyecto de estudio, de esta manera, mediante estos objetivos es posible tener una idea aproximada de lo que se obtendrá y analizará al evaluar la metodología moderna vs. La tradicional en la Red Matriz de Bogotá.

- Realizar un estado del arte sobre el modelo tradicional para el cálculo del coeficiente del decaimiento del cloro.

- Realizar un estado del arte sobre el modelo moderno para el cálculo del coeficiente de decaimiento del cloro y las implicaciones adicionales.
- Comparar los resultados obtenidos al modelar la metodología moderna vs la tradicional, de forma teórica y práctica mediante el uso de la herramienta de modelación de calidad del agua EPANET.
- Evaluar la importancia que la modelación moderna tiene en redes de distribución de grandes magnitudes. El caso de la Red Matriz de Bogotá.
- Contribuir a la modelación de la calidad del agua, evaluando la metodología moderna vs la tradicional.
- Redactar un documento de Tesis en el cual se vean reflejados todos los objetivos anteriormente expuestos de una forma clara.

2. ANTECEDENTES

La calidad del agua ha sido durante años un tema de gran importancia en la sociedad debido a su relevancia en la salud pública; sin embargo solo hace pocos años se viene desarrollando la modelación de esta para determinar con que calidad está llegando el agua al consumidor final. Estudios recientes de la modelación de calidad del agua muestran una primera señal de que la modelación que tradicionalmente se venía realizando no refleja adecuadamente la calidad que se está dando a lo largo de las RDAP. Sin embargo estos estudios son recientes y no abarcan todas las condiciones y parámetros que se deben tomar para realizar un adecuado análisis de la calidad del agua y por esta razón se plantean este tipo de estudios y lograr acercarse un poco más a la realidad de lo que en realidad sucede en las Redes de Distribución de Agua Potable.

A continuación se mencionan algunos de los estudios y análisis realizados anteriormente y los cuales se pretenden desarrollar en esta tesis:

- “Calidad del agua en redes de distribución de agua potable: Comparación entre una modelación unidimensional vs. Una modelación bidimensional del flujo”. Ramírez Andrea Paola y Saldarriaga Juan Guillermo. 2010.

En este documento se evalúa la metodología tradicional y la metodología moderna para modelar la calidad a lo largo de las redes de distribución de agua potable. En el documento se explica de forma clara la forma en la que se obtuvieron las ecuaciones para realizar los cálculos de ambas metodologías, posteriormente estos cálculos se realizan para 7 casos diferentes de redes de distribución de agua potable de diferentes magnitudes tales como La Cumbre, Andalucía y la Red Matriz de Bogotá, entre otras. Dentro de los resultados obtenidos en el documento se encuentra que en los casos de baja demanda en la pared o bajos números de Reynolds, la tasa de decaimiento es menor a la esperada debido a la no uniformidad del perfil del material del soluto, de esta forma se deberá tener en cuenta los casos en el que el Re es bajo y el Re_{kw} es alto. Adicionalmente se demuestra que del 30 al 60% de las redes evaluadas en este estudio se encuentran dentro del supuesto de mezcla quebrantado.

- “Simplified numerical and analytical approach for solutes in turbulent flow reacting with smooth pipe walls”. LariKavehSookhak, M.ASCE, Van Reeuwijk Maarten, MaksimovicCedo. 2010.

Este Paper presenta un modelo de una dimensión (1D) que logra demostrar la forma de hallar la tasa de decaimiento y el perfil de concentraciones de un soluto dentro de un supuesto de mezcla completa dentro de la tubería, utilizando ecuaciones de primer orden. Después de obtener las ecuaciones correspondientes al modelo de una dimensión, este es utilizado para derivar un modelo de dos dimensiones (2D) el cual tiene en cuenta la demanda en la pared mediante las ecuaciones de transporte de masa promedio de Reynolds.

Los resultados obtenidos mediante este documento derivan la ecuación utilizada para determinar las concentraciones de cloro en algún punto de la red de distribución bajo la metodología moderna, la cual tiene en cuenta la demanda en la pared.

- “Study of wall demand in turbulent pipe flows”. LariKavehSookhak, Van Reeuwijk Maarten, MaksimovicCedo. 2010.

En este Paper se establece el rango en el cual el flujo de una tubería puede ser considerado como bien mezclado. Para obtener estos resultados no se tienen en cuenta parámetros tales como la influencia de la capa límite y la no uniformidad del perfil de concentraciones de la sección transversal. Para lograr obtener este modelo de dos dimensiones (2D) se tiene en cuenta las ecuaciones de transporte de masa promedio de Reynolds.

Dentro del documento se identifica la metodología a seguir para lograr identificar la región de validez dentro de la cual se encuentra el flujo al interior de una tubería. La metodología suida en este estudio será expuesta más adelante dentro del documento para lograr determinar la modelación a seguir con cada una de las tuberías a evaluar.

3. MARCO TEÓRICO.

3.1. Desinfección.

Para lograr un adecuado proceso de desinfección es necesario llevar a cabo una desinfección primaria y una secundaria; la primaria consiste en el tratamiento eficiente del agua en la fuente. Para esto se utilizan diferentes tipos de tratamiento convencionales. En el tratamiento secundario se encuentra la desinfección con químicos el cual pretende garantizar que el químico añadido permanezca constante con una mínima y máxima concentración a lo largo de toda la red.

Para calificar un desinfectante como “bueno” se deben evaluar las siguientes características: toxicidad (tóxico para microorganismos en concentraciones que no afecte a los seres humanos), disponibilidad (bajos precios), eficacia (alta tasa de mortalidad de microorganismo y deberá tener la capacidad de permanecer en la red), penetración (deberá poder penetrar las paredes y membranas celulares), interacción (no deberá ser absorbido por la materia orgánica), habilidad desodorante (deberá desodorizar), homogeneidad (deberá ser uniforme en la solución), solubilidad (deberá ser soluble en agua), estabilidad (reducción mínima con el tiempo), temperatura (efectivo a cualquier temperatura ambiental), corrosividad (no debe ser corrosivo) (Plazas, Juan Guillermo, 2008).

La desinfección consiste en la “destrucción, remoción o inactivación de microorganismos por medio de sustancias químicas o cualquier otro medio, forma o desinfectante alternativo”, algunas de las opciones que actualmente se presentan para realizar la desinfección son por medios químicos, físicos, mecánicos o por radiación (Plazas, Juan Guillermo, 2008). Sin embargo la mayormente utilizada a nivel mundial es la química mediante el cloro; esto se debe a su bajo costo en el mercado, a su capacidad oxidante y adicionalmente debido a que es posible mantener ciertas concentraciones de este a lo largo de la RDAP.

Algunos de los aspectos más importantes en cuanto a la desinfección es lograr una acción contra las biopelículas y la materia orgánica natural presente en la masa de agua que es transportada por la RDAP. La biopelícula por un lado se encuentra formada en el interior de las tuberías y es un

conjunto de microorganismos bacterianos de diferentes especies, contenidos en una matriz extracelular que ellos mismos segregan y que a su vez les permite estar adheridos a la superficie de la tubería.

Las biopelículas y la materia orgánica natural están caracterizada por contener microorganismos bacterianos de diferentes especies; dentro de estas se encuentran: Escherichia Coli (Bacteria encontrada en el tracto gastrointestinal de los seres humanos y animales, por lo que es un indicador de materia fecal en el agua), Campylobacter jejuni (Toleran condiciones extremas y son la causa principal de gastroenteritis en seres humanos), Helicobacter pylori (Especie responsable de causar gastritis y úlceras pépticas, pues el estómago de los seres humanos es el ambiente idóneo para su reproducción), Pseudomonas aeruginosa (causa daños en el tracto pulmonar, el urinario, en los tejidos e infecciones en la sangre), Legionella pneumophila (Causante de la Legionelosis que causa neumonía), Vibrio cholerae (causantes del cólera) (Hernández María Jimena y Saldarriaga Juan Guillermo, 2010).

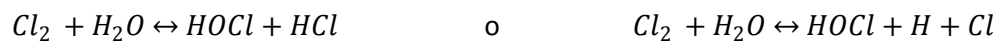
En el caso que la desinfección no se realice de forma eficiente desde la fuente hasta el consumidor final, permitiría en las RDAP la posibilidad del rápido crecimiento de las bacterias mencionadas anteriormente y pondría en riesgo la salud de los consumidores debido a la serie de enfermedades causadas principalmente por las bacterias presentes en el agua.

Reacciones químicas del Cloro

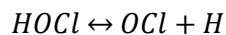
Las reacciones que se generan dentro las redes de distribución tienen gran importancia debido a que teniendo conocimiento de lo que está sucediendo por las reacciones que el cloro tiene con otras sustancias es posible llevar a cabo una modelación del cloro a lo largo de redes robustas de distribución. Sin embargo es necesario llevar a cabo más estudios para determinar cuál es la modelación más eficiente que se debe realizar para poder tener seguridad de que el usuario final de las redes está consumiendo agua de buena calidad, la cual debe contar con niveles de concentración de cloro residual que se encuentran dentro de rangos establecidos que no causarán posibles enfermedades a largo plazo. A continuación se realiza una pequeña síntesis de las reacciones que se llevan a cabo dentro de una tubería típica.

Al añadir el cloro en el agua empizan a suceder reacciones con todas las demas sustancias que de igual manera se encuentran presentes en el agua; es por esto que al generarse estas reacciones se pueden generar los siguientes subproductos de la desinfección (Plazas, Juan Guillermo, 2008):

- a) Hidrólisis: En la cual se genera el ácido hipocloroso (HOCl) como subproducto de la desinfección y se observa:

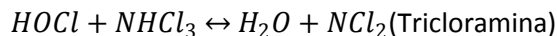
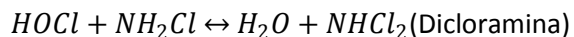
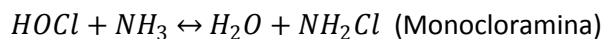


- b) Ionización: En la cual se genera el ácido hipocloroso (OCl) como subproducto de la desinfección y se observa:



La cantidad total de HOCl y OCl presente en el agua es llamado “Cloro Libre disponible” y es de suma importancia para los estudios de afectación de la salud pública debido a los subproductos de la desinfección.

El cloro combinado disponible corresponde a los casos en los cuales los subproductos generados por la desinfección reaccionan con sustancias presentes en el agua tales como el nitrógeno en forma amoniacal o en cualquiera de sus formas orgánicas; los resultados de estas reacciones son:



Las cloraminas que comunmente resultan del proceso de desinfección son las monocloraminas y las dicloraminas; sin embargo las cloraminas son desinfectantes lentos y menos reactivos con las sustancias que se pretende oxidar para garantizar una mejor calidad del agua en las redes.

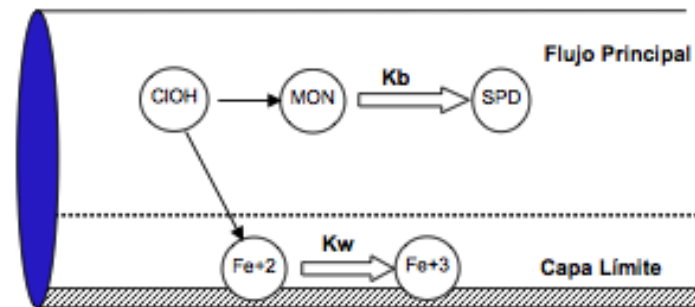


Figura 2. Zonas de Reacción al interior de una Tubería (Manual del Usuario-EPANET, 2002).

3.2. Aspectos Hidráulicos

Para realizar un análisis hidráulico adecuado es necesario tener en cuenta algunos aspectos importantes a la hora de realizar los cálculos de interés para este estudio. Por esta razón a continuación serán expuestos algunos de los temas más importantes dentro de la modelación hidráulica que se pretende realizar.

Radio Hidráulico

El radio hidráulico es uno de los parámetros más utilizados para dimensionar obras civiles de obras hidráulicas; este se define como el cociente entre el área mojada y el perímetro mojado.

$$Rh = \frac{A}{P} \quad [1]$$

donde A es el área mojada (L^2), que en este caso corresponde a tuberías circulares comprendidas en la RDAP y P corresponde al perímetro mojado de estas mismas tuberías (L).

Pérdidas por Fricción

Para realizar el análisis es necesario calcular las pérdidas por fricción que se registran en el sistema. Para esto se utiliza la ecuación obtenida por Darcy – Weisbach, en la cual se tienen en cuenta parámetros como la longitud de la tubería, la velocidad, el diámetro, el tipo de fluido y el tipo de material de la tubería. Por esta razón la ecuación solo tienen en cuenta las pérdidas en la

pared de la tubería y aquellas dadas por la viscosidad del fluido la ecuación utilizada y resultante de los estudios de Henry Darcy y Julius Weisbach es:

$$hf = f \frac{L V^2}{D 2g} \quad [2]$$

donde L es la longitud de la tubería (L), V es la velocidad del fluido dentro de la tubería (LT^{-1}), D es el diámetro de la tubería (L), g es la gravedad de la tierra que para este caso se tomó como $9,8 \text{ m/s}^2$. Por otro lado está f que corresponde al factor de fricción y es calculado por EPANET con la misma ecuación derivada de los análisis de Darcy – Weisbach; está definido como:

$$f = \alpha + \frac{\beta}{\sqrt{V}} \cdot 6$$

[3]

donde β y α son coeficientes de fricción que varían según el diámetro y el material de la tubería (Saldarriaga, 2007).

Número de Reynolds

El Número de Reynolds (Re) es un número que no tiene dimensiones y permite determinar en qué tipo de flujo se encuentra el fluido dentro de una tubería; este depende de la velocidad media del flujo, el diámetro de la tubería y la viscosidad cinemática del agua que es fluido de las RDAP. El Re se define como:

$$Re = \frac{V * D}{\nu} \quad [4]$$

donde ν es la viscosidad cinemática de agua y corresponde a $1,41 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ cuando el agua se encuentra a 20°C .

Como se mencionó anteriormente el Re determina el tipo de flujo que se está presentando dentro de la tubería; dentro de estos se encuentran (Saldarriaga, 2007):

Flujo Laminar: El flujo laminar es determinado cuando el Número de Reynolds es menor a 2.200 e indica que el flujo se mueve dentro de la tubería en capas sin intercambio de fluido entre ellas.

Flujo de Transición: El flujo de transición existe cuando el Re se encuentra entre 2.200 y 4.500, lo que quiere decir que el flujo empieza a presentar una serie de ondulaciones entre las capas. El caudal para el cual el flujo empieza a presentar este efecto depende de las condiciones del experimento. Si la turbulencia remanente en el tanque de entrada es baja, la transición demora en presentarse; lo contrario ocurre si la turbulencia del tanque es alta.

Flujo Turbulento: Este flujo se presenta cuando el Número de Reynolds es mayor a 4.500, indicando que existe un intercambio entre las capas del flujo, esto quiere decir que existe un flujo entre las partículas de las capas. Adicionalmente las partículas tienen vectores de velocidad de diferente magnitud y dirección.

Interacciones del Flujo con la Pared de la Tubería

Para entender un poco más la complejidad que existe en cuanto a calidad del agua debido a condiciones hidráulicas se debe explicar la interacción que existe entre el fluido que se presenta en las RDAP y las tuberías. Ludwig Prandtl, científico alemán estableció que “Siempre que un fluido en movimiento interactúa con una pared sólida, el esfuerzo cortante que se genera afecta principalmente una zona de dicho flujo”, a esta zona se le llamo la Capa Límite; esta capa puede ser laminar o turbulenta (Saldarriaga, 2007).

Subcapa Laminar Viscosa: La subcapa laminar viscosa se presenta cuando el flujo es turbulento debido a que la superficie sólida impide que cerca de ella ocurran vibraciones de forma libre; esta se denomina viscosa debido a que en esta capa priman las fuerzas viscosas sobre las inerciales.

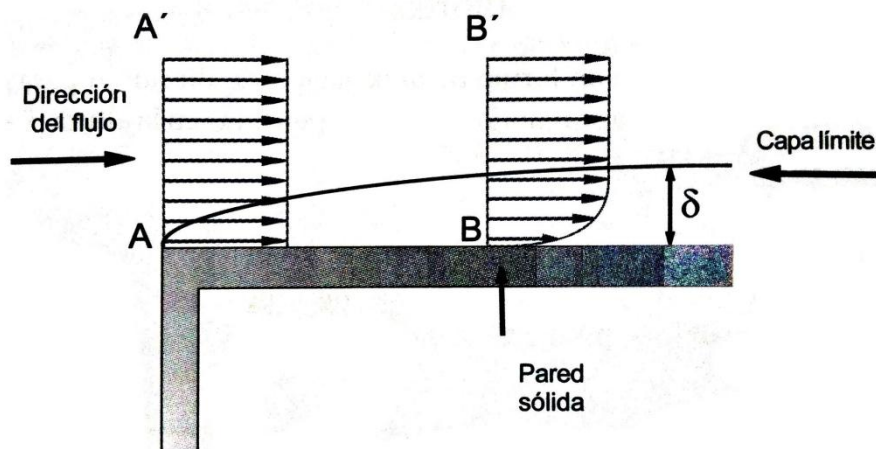


Figura 3. Diagrama del Comportamiento de la Capa Límite en una tubería (Saldarriaga, 2007).

Esfuerzo Cortante en la pared de las tuberías

En las tuberías existe un esfuerzo que se genera a raíz de la interacción del flujo en movimiento con la pared sólida de la tubería. Para conocer esta fuerza es necesario conocer la caída de la altura piezométrica (h_f) ya que existe una relación directa entre ellas; adicional a esto es necesario tener conocimiento de la relación entre el área mojada y el perímetro (rH) y la longitud de la tubería. Por lo tanto al conocer los parámetros anteriores, es posible seguir adelante con el esfuerzo cortante que se define como:

$$\tau_w = rH \times \frac{\rho \cdot g \cdot h_f}{2L}$$

[5]

donde ρ corresponde a la densidad del agua a 20°C (998,2 Kg/m³) y g es la gravedad de la tierra y corresponde a 9,8 m/s².

Velocidad de Fricción

La velocidad de fricción tiene importancia en este estudio ya que es uno de los parámetros utilizados para calcular la constante de reacción en la pared necesaria para obtener el coeficiente de decaimiento de la modelación moderna que se tratará más adelante. La velocidad de fricción

es la raíz cuadrada de la relación existente entre el esfuerzo cortante en la pared de las tuberías y la densidad del fluido que pasa dentro de esta (Lari Kaveh, et al. 2010). La velocidad de fricción se encuentra definida como se muestra en la siguiente ecuación:

$$U_t = \sqrt{\frac{\tau_w}{\rho}} \quad [6]$$

Conociendo todas las variables hidráulicas mencionadas anteriormente es posible proceder a explicar la modelación tradicional y la modelación moderna para el desarrollo del coeficiente de decaimiento del cloro, ya que para realizar un adecuado análisis de estos era necesario conocer los aspectos hidráulicos que mantienen alguna relación en cuanto a la calidad del agua dentro de las redes matrices de distribución de agua potable.

3.3. Modelación Tradicional de Calidad del Agua

EPANET fue la herramienta utilizada en este estudio para obtener un análisis completo de la calidad del agua en la red más grande e importante de Colombia. Es por esto que es importante entender la forma de operación del sistema utilizado por el programa y entender cuáles son las ecuaciones utilizadas para modelar la calidad del agua. Según esto se debe tener en cuenta antes del análisis que las ecuaciones están basadas en el principio de conservación de masa y se encuentra acoplado con las cinéticas de reacción. Los modelos que se entrarán a analizar a continuación serán el de Rossman et al., 1993 y Rossman y Boulos, 1996 (Manual del Usuario-EPANET, 2002).

3.3.1. Transporte dentro de las Tuberías

Las sustancias presentes dentro de las tuberías son transportadas a lo largo de estas con la velocidad media del fluido; adicional a esto las sustancias reaccionan con una cierta velocidad, estas pueden crecer o decrecer debido a este fenómeno. La sustancia también es capaz de dispersarse longitudinalmente; sin embargo para la mayoría de las sustancias esto no es considerado como un mecanismo de transporte relevante teniendo en cuenta las reglas de operación de la mayoría de las redes. Esto quiere decir que no existe intercambio entre la

sustancia contenida en una masa de agua y capas de agua adyacentes a esta. Por las razones anteriores el transporte dentro de las tuberías se encuentra definido como:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} + R(C_i) \quad [7]$$

donde C_i es la concentración de la sustancia en la tubería i y se encuentra en función del tiempo t y la distancia x , u_i es la velocidad del flujo en la tubería i y R es la velocidad de reacción de la sustancia y se encuentra en función de la concentración.

3.3.2. Mezcla en las Uniones de las Tuberías

En los nudos de la red que trabajan como unión de dos o más tuberías que llegan a un mismo punto se supone un proceso de mezcla completo e instantáneo de la masa de agua procedente de las tuberías. Por lo tanto se supone que la concentración de la sustancia a evaluar en el agua que sale del nudo evaluado es la suma ponderada con respecto a los caudales de las concentraciones de los flujos que están llegando al nudo; entonces para un nudo k la concentración se puede describir como:

$$C_{i \mid x=0} = \frac{\sum_{j \in I_k} Q_j C_{j \mid x=L_j} + Q_{k,ext} C_{k,ext}}{\sum_{j \in I_k} Q_j + Q_{k,ext}} \quad [8]$$

Donde i es la tubería por la cual sale el flujo del nudo k , I_k es el conjunto de tuberías que fluyen hacia el nudo k , L_j es la longitud de la tubería j , Q_j es el caudal de la tubería j , $Q_{k,ext}$ es el caudal externo que entra por el nudo k . La variable $C_{i \mid x=L}$ representa la concentración final de la tubería i .

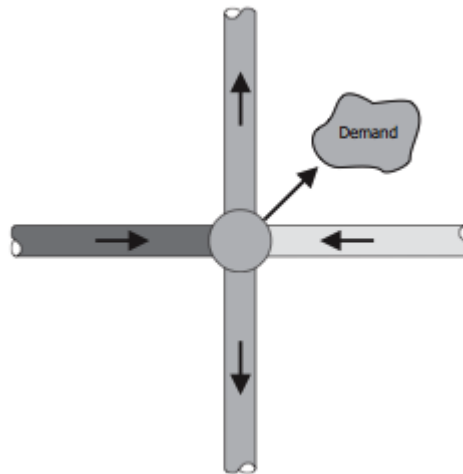


Figura 4. Mezcla en los nudos de la red (Walski Tet al., (2002).

3.3.3. Mezcla en los Depósitos de Regulación

Para los depósitos de almacenamiento se realiza un supuesto de mezcla completa; esto se debe a que la mayoría de embalses se mantienen llenando y vaciando periódicamente en el tiempo. Utilizando la hipótesis establecida anteriormente es posible determinar que la concentración de la sustancia evaluada en el depósito será la resultante de combinar la concentración del agua almacenada en el depósito con aquella que se entra en el instante en el que se pretenda evaluar. Sin embargo la concentración del agua almacenada puede variar debido a las reacciones que se lleven a cabo dentro del tanque. La siguiente ecuación define entonces la concentración dentro de un depósito de regulación:

$$\frac{\partial(V_s C_s)}{\partial t} = \sum_{j \in I_s} Q_j C_j |_{x=L_j} - \sum_{j \in O_s} Q_j C_s + R(C_s) \quad [9]$$

donde V_s es el volumen almacenado en el depósito en el instante t , C_s es la concentración de agua en el depósito en el instante t , I_s es el conjunto de tuberías que por las que entra caudal al depósito y O_s es el conjunto de tuberías por las que sale el flujo del depósito.

3.3.4. Reacciones dentro de las red

La sustancia que es añadida a la red para realizar la desinfección y mantener unos estándares de calidad exigidos por la ley del país, se encuentran en continuo cambio. Esto se debe a que esta sustancia está en permanente reacción con algunos constituyentes del agua. Normalmente la velocidad con la cual la sustancia reacciona se encuentra en función de la concentración y es expresada como:

$$R = K_b C^n \quad [10]$$

donde C es la concentración de la sustancia, K_b es la constante de reacción en la masa de agua y n es el orden de la reacción. En el caso en el que exista una concentración límite a la cual tiende el crecimiento o decrecimiento de la sustancia, la velocidad de reacción se calcula como:

$$R = K_b (C_L - C) C^{(n-1)}, \text{ Para } n > 0 \text{ y } K_b > 0 \quad [11]$$

$$R = K_b (C - C_L) C^{(n-1)}, \text{ Para } n > 0 \text{ y } K_b < 0 \quad [12]$$

donde C_L es la concentración límite de la sustancia.

Para la reacción de sustancias como el cloro normalmente se toma una velocidad de reacción de primer orden en la cual la velocidad de reacción corresponde a la Ecuación 11 en la cual el $C_L = 0$, ya que en las redes esto se encuentra condicionado para garantizar la calidad de agua que llega a los consumidores, el $K_b < 0$ debido a que en la masa de agua continuamente se generan reacciones y se consume el cloro y finalmente se tomaría como una reacción de primer orden debido a que la curva de la tasa de reacción del cloro que se ha observado de forma experimental, la cual se toma en la mayoría de modelaciones, decrece exponencialmente con el tiempo y la distancia como se puede observar en la Figura 4.

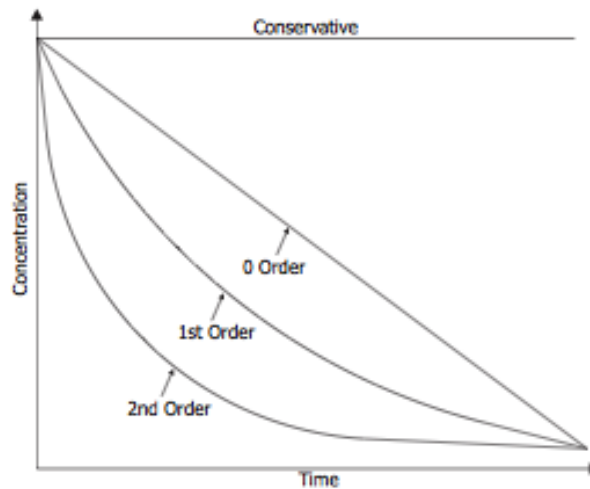


Figura 5. Ilustración de la concentración vs el tiempo para reacciones de decaimiento de orden cero, uno y dos (Walski T et al.,(2002).

Reacciones en la Pared de la Tubería

Las reacciones que se llevan a cabo en la pared de la tubería tienen gran importancia dentro de la modelación de calidad del agua. Esto se debe a que las sustancias disueltas encargadas de la desinfección que pasan en cercanía a la pared de la tubería se encuentran en constante reacción con constituyentes presentes en estas zonas que comúnmente son elementos resultantes de la corrosión del material de la tubería y biopelícula formada y adherida a esta pared, la cual puede presentarse en diferentes grosores dependiendo de parámetros hidráulicos y biológicos dados en cada tubería. Es importante tener en cuenta que normalmente estas reacciones no solo se llevan a cabo únicamente en la pared si no también en sus cercanías; es por esto que es de gran relevancia tenerlas en cuenta para poder entender lo que sucede al interior de las tuberías con el cloro y posteriormente con la calidad del agua.

Para poder determinar la velocidad de reacción con la pared es importante tener en cuenta la cantidad de superficie que se encuentra sometida a reacción y la velocidad de transferencia de masa entre la corriente principal del flujo y aquella que se genera en la pared. Estos parámetros influyen sobre el valor final de reacción de pared de la red. El primer factor que se tiene en cuenta es la superficie expuesta a reacción por unidad de volumen (En el caso de estudio todas

las tuberías son circulares y por lo tanto se presenta 4 veces D^{-1}). El sundo factor se representa como un coeficiente de transferencia de masa, el cual depende del coeficiente de difusión molecular de las especies reactivas y del número de Reynolds. En el caso de utilizar reacciones cinéticas de primer orden se definiría la velocidad de reacción como:

$$R = \frac{4K_w k_f C}{D(k_w k_f)} \quad [13]$$

donde K_w es la constante de reacción en pared y tiene unidades de longitud/tiempo, k_f es el coeficiente de transferencia de masa (LT^{-1}), D es el diámetro de la tubería. Se debe tener en cuenta que para reacciones cinéticas de orden cero, la velocidad de reacción no puede ser superior a la velocidad de transferencia de masa y por lo tanto resulta que:

$$R = MIN \left[\frac{4K_w k_f C}{D} \right] \quad [14]$$

donde k_w tiene unidades de masa/área/tiempo.

Las reacciones en pared constituyen uno de los factores más importantes al modelar calidad del agua en sistemas de distribución como se mencionó anteriormente; sin embargo también se considera más complejo debido a que no solo depende de la materia orgánica que comprende la biopelícula presente en la pared, si no que también depende de los elementos que esté liberando la tubería los cuales dependeran de su material y de su edad (Ramírez y Saldarriaga. 2010). En la Figura 5 se puede observar las reacciones que se llevan a cabo en las paredes de las tuberías para una sustancia desinfectante como el cloro, es posible apreciar las reacciones que tienen relación con la biopelícula y aquellas que tienen relación con elementos liberados por la tubería.

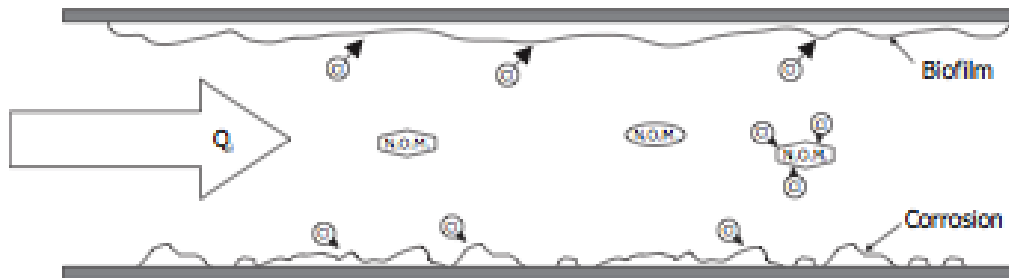


Figura 6. Reacciones generadas al interior de una tubería típica (Walski T et al.,(2002).

Para la modelación, las reacciones de primer orden han mostrado un adecuado análisis de la calidad de agua a lo largo de los sistemas de distribución lo cual permite observar y cuantificar las concentraciones de desinfectante que se están obteniendo en los diferentes puntos de la red y que están llegando a los consumidores.

3.3.5. Desarrollo del Modelo Tradicional

El modelo de calidad de agua que tradicionalmente utilizamos para calcular las concentraciones de desinfectante en los diferentes puntos de la RDAP utiliza tres principios principales para calcular la generación decaimiento y propagación de parámetros conservativos y no conservativos (Mutoti, Dietz, Arevalo, Taylor. 2007); estos son:

- La conservación de la masa en tubos de diferentes longitudes.
- Mezcla completa e instantánea de agua en los nudos y tanques de agua.
- Aplicación del crecimiento de material y cinéticas del decaimiento

Con este análisis es posible calcular en espacio y tiempo las concentraciones de distintos desinfectantes utilizados en las RDAP ya que los programas utilizados con este fin analizan la hidráulica de la red sin importar su tamaño o tipo de distribución y así mismo modelan la calidad del agua.

Utilizando modelos dinámicos que simulan la variación en el tiempo y el modelo de conservación de masa en una dimensión, es posible describir la pérdida de desinfectante en una tubería de la siguiente manera:

$$\frac{\partial C(t,x)_{ij}}{\partial t} = -u_{ij} \left[\frac{\partial C(t,x)_{ij}}{\partial x} \right] + k_{ij} C(t,x)_{ij} = 0 \quad [15]$$

donde C_{ij} es la concentración del desinfectante (ML^{-3}) en el punto x y en el tiempo t , U_{ij} es la velocidad del flujo en la tubería (LT^{-1}), k_{ij} es la constante de decaimiento (T^{-1}) e i es el nudo aguas arriba y j es el nudo aguas abajo, estos son los nudos que conectan la tubería. Es importante resaltar que este modelo deja de lado la modelación de segundo orden en la cual se tiene en cuenta la difusión molecular y la advección en algunas secciones de las tuberías; este modelo se encuentra determinado por:

$$\frac{\partial^2 C(t,x)_{ij}}{\partial x^2} \quad [16]$$

Algunos métodos numéricos han sido utilizados para calcular la tasa de decaimiento del cloro. Por esta razón se ha reportado que la tasa de reacción se encuentra determinada por el modelo de masa-flujo el cual tiene en cuenta la reacción cinética de primer orden, expresada como:

$$R = -k_b C \quad [17]$$

donde k_b corresponde a la constante de masa de primer orden, con unidades de $(1/T)$ y C es la concentración de desinfectante en (ML^{-3}) que para el caso de estudio corresponde a cloro. El decaimiento de cloro que resulta de las reacciones que este genera durante su transporte; depende de las constantes de reacción en la pared y en la masa de agua, de la tasa de reacción y de la superficie que este en contacto con el flujo de agua, teniendo en cuenta el tipo de material de cada tubería.

La tasa de reacción en la pared se encuentra determinada por la siguiente expresión:

$$R = \frac{4k_w k_f C}{D(k_w + k_f)} \quad [18]$$

donde D es el diámetro de la tubería en unidades de (L), Kw es la constante de reacción en la pared de la tubería en (LT⁻¹) y kf es la tasa de transferencia de masa (LT⁻¹); sin embargo para poder determinar el coeficiente de decaimiento del cloro es necesario tener en cuenta la constante de reacción en la masa de agua. Por esto la ecuación resultante de combinar esta constante con la tasa de reacción en la pared es:

$$K = k_b + \frac{4k_w k_f}{D(k_w + k_f)} = k_b + \frac{k_w k_f}{R_h(k_w + k_f)} \quad [19]$$

donde K es el coeficiente de decaimiento del cloro y Rh es el radio hidráulico de la tubería.

Para calcular la tasa de decaimiento de desinfectante a lo largo del tiempo en una tubería de cierta longitud es necesario integrar la siguiente ecuación:

$$-\frac{dC}{dt} = \left(k_b + \frac{4k_w k_f}{D(k_w + k_f)} \right) C = \int_{c_0}^{c_1} \frac{dc}{C} = -K \int_0^1 dt \quad [20]$$

Que resulta en:

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad [21]$$

donde t es el tiempo es el tiempo de residencia en la red.

Por otro lado el coeficiente de transferencia de masa que varía desde el interior de la masa de agua que viaja por las tuberías hacia las paredes de las tuberías, se encuentra identificado por la siguiente expresión:

$$k_f = \frac{Sh \cdot d}{D} \quad [22]$$

donde Sh es el Número de Sherwood (adimensional) y d es la difusividad molecular del reactivo (L^2T^{-1}).

Número de Sherwood

El número de Sherwood proporciona una medida de la transferencia de masa que se produce por convección y ocurre en la superficie de la tubería (Incropera, DeWitt. 1999), refleja el cociente entre la transferencia de masa por convección y difusión. En RDAP este número se encuentra determinado por los tipos de flujo que se presenta al interior las tuberías; por esta razón las ecuaciones para determinar el valor adimensional se encuentra directamente relacionado con los valores del Número de Reynolds que se generan dependiendo de la velocidad del fluido, el tipo de fluido y la sección de la tubería. Las ecuaciones para determinar el Número de Sherwood (Sh) al interior de una tubería para los diferentes tipos de flujo son:

Para un $Re < 1$, que representa el régimen estacionario:

$$Sh = 2 \quad [23]$$

Para $1 < Re < 2300$, que representa el régimen laminar:

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668 \left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{\nu}{d}\right)}{1 + 0,04 \left[\left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{\nu}{d}\right)\right]^{2/3}} \quad [24]$$

Para $Re > 2300$, que representa el régimen turbulento:

$$Sh = 0,023 * Re^{0,83} * \left(\frac{\nu}{d}\right)^{0,333} \quad [25]$$

donde D es el diámetro de la tubería (L), L es la longitud de la tubería (L), Re es el número de Reynolds (adimensional), d es la difusividad molecular del reactivo (L^2T^{-1}), y ν es la viscosidad cinemática del agua a $20^\circ C$ y corresponde a $1,41 \times 10^{-6} m^2/s$ (Ramírez y Saldarriaga. 2010).

Difusividad Molecular

La difusividad molecular es utilizada para determinar el flujo de masa de una especie química. La difusividad molecular para el cloro se encuentra entre $1,2 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ y $1,4 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$. Para este análisis se tomará una difusividad de $1,26 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ que es el valor que normalmente se encuentra para este contaminante en las redes de distribución de agua potable.

3.4. Modelación Moderna de la Calidad del Agua

Para poder resolver la metodología moderna para la modelación de calidad del agua, es necesario conocer las ecuaciones con las cuales es posible lograr calcular el coeficiente de decaimiento, por esta razón será necesario tener en cuenta aspectos hidráulicos de las tuberías, el transporte de masa y la demanda en la pared de las tuberías (Lari, Reeuwijk, Maksimovic, 2010).

3.4.1. Aspectos hidráulicos

Inicialmente es necesario plantear un modelo en dos dimensiones que simula el transporte de masa del soluto. Este es modelado por medio de ecuaciones que promedian la ecuaciones de Navier-Stokes en la ecuación promedio de Reynolds para el transporte de masa (RANS, Reynolds-average mass transport equation). Con las ecuaciones mencionadas anteriormente es posible simular el comportamiento promedio y turbulento de distintas variables (Ramírez y Saldarriaga, 2010).

Los aspectos hidráulicos que se deberán tener en cuenta para la modelación tradicional son el momentum, la energía cinética turbulenta y la tasa de disipación de energía. Por esta razón se presentarán las ecuaciones que describen estos aspectos para poder continuar más adelante con la modelación de calidad del agua de la forma tradicional.

Momentum

$$\frac{1}{J} \frac{d}{dn} \left[J(v + v_t) \frac{d\bar{u}}{dn} \right] = f \quad [26]$$

Energía cinética turbulenta

$$\frac{1}{J} \frac{d}{dn} \left[J \left(\nu + \frac{\nu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{de}{dn} \right] + \nu_t \left[\frac{d\bar{u}}{dn} \right]^2 - \varepsilon = 0 \quad [27]$$

Tasa de disipación de energía

$$\frac{1}{J} \frac{d}{dn} \left[J \left(\nu + \frac{\nu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{de}{dn} \right] + \frac{\varepsilon}{e} C_1 \nu_t \left[\frac{d\bar{u}}{dn} \right]^2 - C_2 \frac{\varepsilon^2}{e} = 0 \quad [28]$$

donde \bar{u} es velocidad media ($L T^{-1}$), J es la determinante Jacobiana, f es el gradiente de presión cinemática ($L T^{-2}$), ν es la viscosidad cinemática ($L^2 T^{-1}$), ν_t es la viscosidad turbulenta ($L^2 T^{-1}$), e es la energía cinética turbulenta por unidad de masa ($L^2 T^{-2}$), ε es la tasa de disipación de energía ($L^2 T^{-3}$) y C_1 , C_2 , e y ε son coeficientes con valores de 1,44, 1,92, 1 y 1.3 respectivamente.

Las Ecuaciones presentadas en los aspectos hidráulicos de esta sección, específicamente las Ecuaciones 27 y 28 especifican un alto número de Reynolds y por esta razón son únicamente válidas en escalas logarítmicas y en la capa más externa. Utilizando la metodología de RANS y teniendo en cuenta que el modelo es aplicado en escala logarítmica, las condición límite para \bar{u} está dada por la ley de logaritmos:

$$u^+ = \frac{\bar{u}}{u_t} = \frac{1}{K} \ln(E n^+) \quad [29]$$

donde

$$n^+ = \frac{(l-n)u_t}{\nu} \quad [30]$$

En estas ecuaciones K es la constante de Von Karman y corresponde a 0.41 y E corresponde a 8.34. u_t es la velocidad de fricción. Las condiciones de frontera para e y ε corresponden a:

$$e = \frac{u_t^2}{\sqrt{C_\mu}} \quad [31]$$

$$\varepsilon = \frac{u_t^3}{K_n} \quad [32]$$

donde C_μ es el coeficiente de valor igual a 1,92

3.4.2. Desarrollo del Modelo Matemático para el Decaimiento

Transporte de Masa

El transporte de masa que se encuentra desarrollado en el modelo del Promedio de Reynolds, teniendo en cuenta una tubería de radio R, en las cuales las coordenadas x y r representan las direcciones longitudinal y radial a lo largo de la tubería respectivamente. La ecuación RANS aplicada para el flujo en tuberías es:

$$u \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{1}{r} \frac{\partial c}{\partial r} \left[r(D + D_t) \frac{\partial c}{\partial r} \right] = 0 \quad [33]$$

donde $u(r)$ es la velocidad del Promedio de Reynolds en la dirección longitudinal (LT^{-1}), $c(x,r)$ es la concentración del Promedio de Reynolds (ML^{-3}) y D y D_t son los coeficientes de difusividad molecular y límite respectivamente (L^2T^{-1}). En esta ecuación la reacción en la masa de agua y la difusividad en la dirección del flujo han sido omitidas.

La reacción de primer orden para un soluto común en condiciones de frontera normales se obtiene:

$$-D \frac{\partial c}{\partial r}(x, R) = k_w c(x, R) \quad [34]$$

donde k_w es la constan de reacción en la pared de la tubería (LT^{-1}). En el centro de la tubería es posible encontrar simetría y por lo tanto:

$$D \frac{\partial c}{\partial r}(x, 0) = 0 \quad [35]$$

A la entrada y salida de la tubería, la condición de frontera es representada por:

$$c(0, r) = c_o \quad [36]$$

$$\frac{\partial c}{\partial x}(x \rightarrow \alpha, r) = 0 \quad [37]$$

Teniendo en cuenta las condiciones a la entrada de la tubería y las diferentes situaciones presentadas debido a los diferentes tipos de constantes de reacción en pared, el comportamiento de los perfiles de concentración alcanzan un equilibrio, debido a que el perfil de concentración en el sentido radial de la tubería se mantiene permanente. Esto significa que la función de concentración $c(x,r)$ puede ser definida como dos funciones de concentración separadas que serían:

$$c(x, r) = c_x(x) c_r(r) \quad [38]$$

donde $C_x(x)$ es concentración promedio en la sección transversal (ML^{-3}) y $C_r(x)$ es la función radial escalada (unidimensional). De esta forma $C_x(x)$ y $C_r(x)$ tienen las siguientes características:

$$c_x(x) = \langle c(x, r) \rangle \quad [39]$$

$$\langle c_r(r) \rangle = 1 \quad [40]$$

donde:

$$\langle X \rangle = \frac{\int_0^R X r dr}{\int_0^R r dr} = \frac{2}{R^2} \int_0^R X r dr \quad [41]$$

La ecuación anterior representa el operador promedio de la sección transversal. Haciendo operaciones entre las Ecuaciones 33 y 38.

$$\langle u c_r \rangle \frac{d c_x}{d x} - \frac{2}{R^2} c_x r (D + D_T) \frac{d c_r}{d r} \Big|_0^R = 1 \quad [42]$$

Utilizando las Ecuaciones 34 y 35 se obtiene:

$$\frac{\partial c_x}{\partial x} \langle u c_r \rangle + \frac{k_w c_w}{r_h} c_x = 0 \quad [43]$$

donde $C_w = C_r(R)$ es la función radial escalar en la pared de la tubería y r_h es el radio hidráulico (L). La anterior ecuación representa una ecuación diferencial ordinaria de primer orden (ODE), en x con una solución:

$$c_x = c_0 e^{-kx} \quad [44]$$

donde k es el coeficiente de decaimiento de masa (L^{-1}), definido como:

$$k = \frac{k_w c_w}{r_h \langle u c_r \rangle} \quad [45]$$

Realizando sustituciones de las Ecuaciones 38 y 44 en las Ecuaciones 33 y 35 se encuentra:

$$k u c_r + \frac{1}{r} \frac{d}{d r} \left[r (D + D_t) \frac{\partial c_r}{\partial r} \right] = 0 \quad [46]$$

$$-D \frac{\partial c_r}{\partial r} (R) = k_w c_w \quad [47]$$

$$\frac{\partial c_r}{\partial r} (0) = 0 \quad [48]$$

La Ecuación 46 es una ecuación lineal de segundo orden para C_r , con coeficientes variables $u(r)$ y $D_t(r)$. Estas ecuaciones pueden ser resueltas numéricamente utilizando el método finito – diferencial. Para realizar el desarrollo de las ecuaciones es necesario utilizar un método iterativo, ya que el valor de k no se conoce con anterioridad.

Inicialmente se establece un valor para k de:

$$k = \frac{k_w}{Ur_h} \quad [49]$$

donde u es la velocidad promedio. La solución numérica de la Ecuación 46 puede ser utilizada para resolver el valor de k ; realizando la iteración hasta que el valor converja con un porcentaje de error admisible.

Desarrollo del Modelo Numérico

Para encontrar una solución numérica es necesario desarrollar las ecuaciones mencionadas anteriormente; para esto se realizaron simulaciones numéricas para simular el transporte de masa al interior de las tuberías, por lo tanto el coeficiente de difusividad turbulenta (D_T) se encuentra definido como (Lari, Reeuwijk, Maksimovic. 2010):

$$D_T = \frac{\nu_T}{Sc_T} \quad [50]$$

donde ν_T es la viscosidad turbulenta (L^2T^{-1}) y Sc_T es el Número de Schmidt. Para las especies que son absorbidas por la pared, las condiciones de pared adecuadas son:

$$-D \frac{\partial \bar{c}}{\partial y}(x, \delta) = k_w \bar{c}(x, \delta) \quad [51]$$

$$D \frac{\partial \bar{c}}{\partial y}(x, -\delta) = k_w \bar{c}(x, -\delta) \quad [52]$$

donde K_w es la constante de pared (LT^{-1}). Estas condiciones de frontera muestran que la velocidad de reacción es proporcional a la concentración local que se encuentra en la pared. A la entrada y salida de la tubería las condiciones de frontera son:

$$\bar{c}(x = 0, y) = c_o \quad [53]$$

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial y}(L, y) = 0 \quad [54]$$

donde L es la longitud de la tubería (L). Por otro lado es necesario definir una ecuación promedio en la dirección normal de la tubería como:

$$\langle X \rangle = \frac{1}{2\delta} \int_{-\delta}^{\delta} X dy \quad [55]$$

Algunas variable:

$$\bar{u} = \langle \bar{u} \rangle \hat{u}, \quad \bar{c} = C_o \hat{c}, \quad D_T = D \widehat{D}_T, \quad x = \delta \hat{x}, \quad y = \delta \hat{y} \quad [56]$$

Reescribiendo las Ecuaciones 33 y 54 resulta:

$$\hat{u} \frac{\partial \bar{c}}{\partial \hat{x}} - \frac{1}{Pe} \left(\frac{\partial}{\partial \hat{y}} \left[(1 - \widehat{D}_t) \frac{\partial \bar{c}}{\partial \hat{y}} \right] + \frac{\partial}{\partial \hat{x}} \left[(1 - \widehat{D}_t) \frac{\partial \bar{c}}{\partial \hat{x}} \right] \right) \quad [57]$$

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial \hat{y}}(\hat{x}, -1) = -Sh \hat{c}(\hat{x}, -1), \quad \frac{\partial \bar{c}}{\partial \hat{y}}(\hat{x}, 1) = -Sh \hat{c}(\hat{x}, 1) \quad [58]$$

$$\hat{c}(\hat{x} = 0, \hat{y}) = 1 \quad [59]$$

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial \hat{y}}(\hat{L}, \hat{y}) = 0 \quad [60]$$

En estas ecuaciones el Número de Sherwood se encuentra definido dependiendo del flujo que se presente en la tubería y el Número de Peclet se encuentra definido como:

$$Pe = \frac{\langle \hat{u} \rangle \delta}{D} \quad [61]$$

Recordando el Número de Sherwood (Ecuaciones 23, 24 y 25):

Para un $Re < 1$, que representa el régimen estacionario:

$$Sh = 2$$

Para $1 < Re < 2300$, que representa el régimen laminar:

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668 \left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)}{1 + 0,04 \left[\left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)\right]^{2/3}}$$

Para $Re > 2300$, que representa el régimen turbulento:

$$Sh = 0,023 * Re^{0,83} * \left(\frac{v}{d}\right)^{0,333}$$

Adicionalmente para los cálculos hidráulicos es necesario definir el Número de Reynolds:

$$Re = 2 \frac{\langle \hat{u} \rangle \delta}{\nu} = 2 \frac{\langle \hat{u} \rangle D}{\nu} \quad [62]$$

donde ν es la viscosidad cinemática (L^2T^{-1}). Para resolver la Ecuación 62 se deben conocer los perfiles de velocidad y difusividad. Estos perfiles se obtienen solucionando el modelo RANS para canales con alto Re (representan las tuberías) y cierre de k -epsilon y adicionalmente teniendo en cuenta las funciones de la pared.

3.4.3. Modelo de Equilibrio para la demanda en la pared

En esta sección se pretende explicar de manera sencilla un modelo de equilibrio que describe el estado del coeficiente de decaimiento y adicionalmente describe una formulación de las ecuaciones que desarrollan el proceso del decaimiento del cloro. Esto se realizará debido a que la modelación tradicional para calidad del agua limita algunos procesos que son relevantes a la hora de determinar las concentraciones de en este caso el cloro en algunos puntos de la red.

Derivación

Debido a que la difusión es omitida en el sentido del flujo comparada con la mezcla turbulenta en la dirección normal de la pared de la tubería, la Ecuación 33 puede ser simplificada a:

$$\hat{u} \frac{\partial \bar{c}}{\partial \hat{x}} - \frac{1}{Pe} \frac{\partial}{\partial \hat{y}} \left[(1 - \hat{D}_t) \frac{\partial \bar{c}}{\partial \hat{y}} \right] = 0 \quad [63]$$

De esta forma se introduce una separación de variables que consiste en $\hat{c}(x, y) = \hat{c}_x(x) \hat{c}_y(y)$. Promediando la Ecuación 63 en \hat{y} y sustituyendo las condiciones de frontera en la pared, se obtiene:

$$\frac{\partial \hat{c}_x}{\partial \hat{x}} \langle \hat{u} \hat{c}_y \rangle - \frac{Sh}{Pe} \hat{c}_x \hat{c}_{y,w} = 0 \quad [64]$$

$$\hat{c}_x(0) = 1 \quad [65]$$

Nótese que $\frac{Sh}{Pe} = \frac{k_w}{\langle \hat{u} \rangle}$ es la tasa de la constante de pared y la velocidad media. La Ecuación 64 es una ecuación ordinaria de primer orden (ODE), en \hat{x} con soluciones:

$$\langle \hat{c}_z \rangle = e^{-\hat{k} \hat{x}} \quad [66]$$

donde la tasa de decaimiento \hat{k} está dada por:

$$\hat{k} = \frac{Sh}{Pe} \frac{\hat{c}_{y,w}}{\langle \hat{u} \hat{c}_y \rangle} \quad [67]$$

De esta forma la tasa de decaimiento es proporcional e inversamente proporcional a Pe (En caso de que la velocidad aumente, el tiempo de contacto será menor y por lo tanto la tasa de decaimiento será menor). El factor $\hat{c}_{y,w}$ sugiere que la tasa de decaimiento es proporcional a la concentración local en las paredes de la tubería. Por otro lado el término $\langle \hat{u} \hat{c}_y \rangle$ hace referencia al

flujo de masa en la sección transversal. De esta forma sustituyendo la Ecuación 66 en la Ecuación 63, se obtiene:

$$\left(-\hat{k}\hat{u}\hat{c}_x - \frac{1}{Pe} \frac{\partial}{\partial \hat{y}} \left[(1 + \hat{D}_t) \frac{\partial \bar{c}_y}{\partial \hat{y}} \right] \right) e^{-\hat{k}\hat{x}} = 0 \quad [68]$$

Que se cumple únicamente cuando:

$$-\hat{k}\hat{u}\hat{c}_x - \frac{1}{Pe} \frac{\partial}{\partial \hat{y}} \left[(1 + \hat{D}_t) \frac{\partial \bar{c}_y}{\partial \hat{y}} \right] = 0 \quad [69]$$

$$\frac{\partial \bar{c}_y}{\partial \hat{y}}(1) = -Sh\hat{c}_y(1), \quad \frac{\partial \bar{c}_y}{\partial \hat{y}}(-1) = -Sh\hat{c}_y(-1) \quad [70]$$

Esta es una ecuación lineal de segundo orden (ODE) en \hat{c}_y con coeficientes variables.

Parámetros de Estudio

El modelo de equilibrio se rige por tres parámetros adimensionales; Re, Pe y Sh. Sin embargo para la modelación de la calidad de agua es conveniente reemplazar Pe por el Número de Schmidt:

$$Sc = \frac{\nu}{d} \quad [71]$$

Y Sh por:

$$Re_{k_w} = ShSc^{-1} = \frac{k_w \delta}{\nu} \quad [72]$$

En la modelación de calidad del agua la interpretación de Re_{k_w} es la demanda adimensional en la pared de la tubería de radio determinado y fluido establecido.

Desviaciones del Perfil de Concentraciones

Para poder realizar un adecuado análisis del efecto de la demanda en la pared en relación con la variación que se observa al graficar el perfil de concentraciones, es necesario realizar variaciones en el Re_{k_w} , manteniendo el Re y el Sc constantes en $Re=10^6$ y $Sc=10^3$. Los resultados de estas comparaciones se presentan en la figura 7.

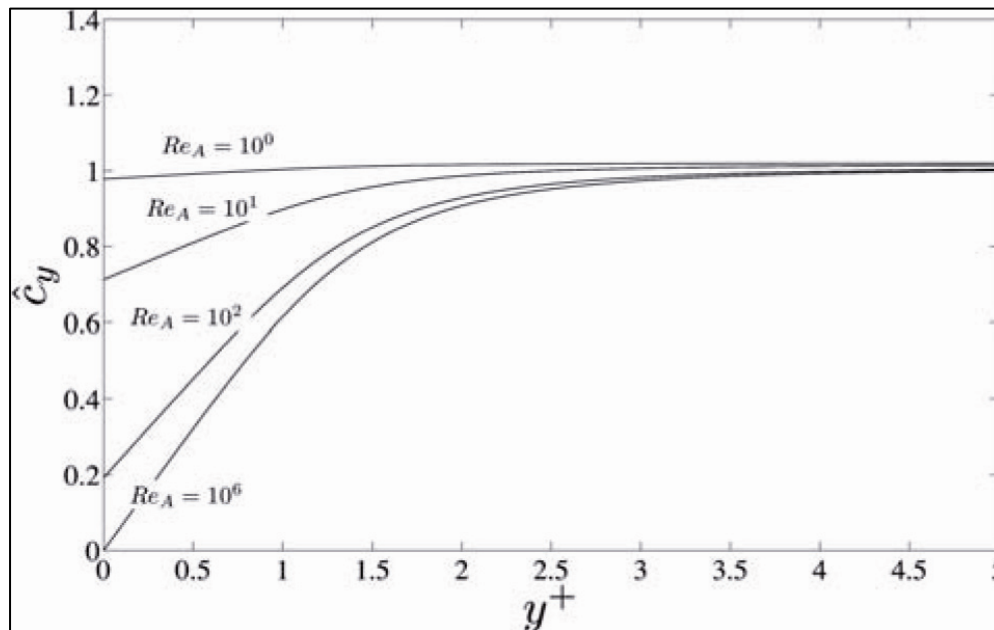


Figura 7. \hat{c}_y Como una función de y^+ para varios Re_{k_w} (Lari, Reeuwijk, Maksimovic. 2010).

En la Figura 7 se observa que a medida que el Re_{k_w} crece, el perfil de concentración en la pared se disminuye. Cuando se tienen valores de Re_{k_w} bastante altos, el perfil de concentraciones se vuelve independiente de Re_{k_w} . Adicionalmente se debe tener en cuenta que todos los perfiles convergen en el $y^+=5$ y por lo tanto la variación se observa antes de que se alcance este valor.

Para poder determinar la relación existente entre la tasa de decaimiento y la velocidad, Lari, et al. 2010 realizaron una simulación con Re de 10^5 , 10^6 y 10^7 , los resultados de esta simulación se muestran en la Figura 8.

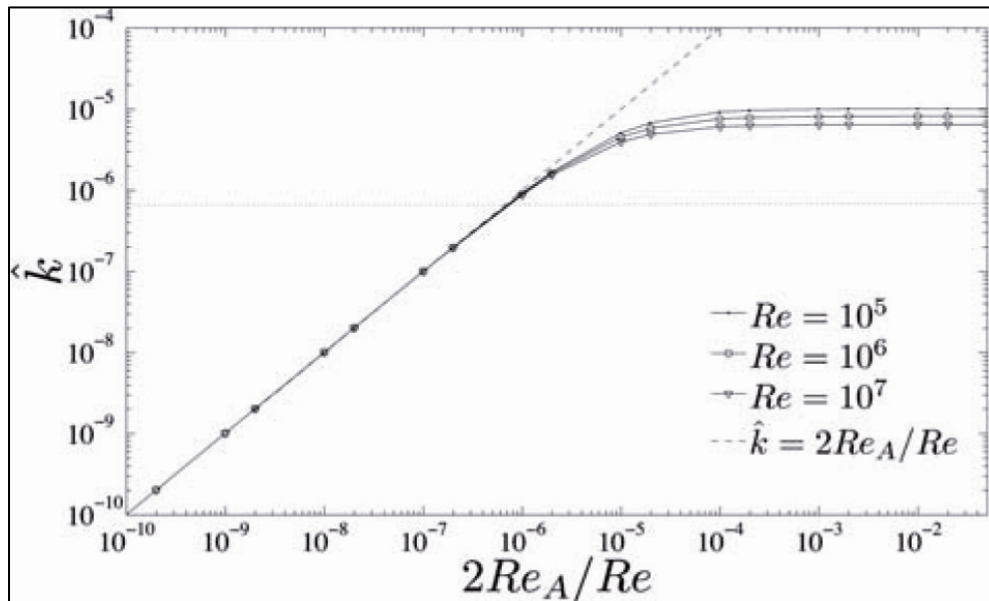


Figura 8. Tasa de decaimiento vs. Re_{kw} (Lari, Reeuwijk, Maksimovic. 2010).

En la Figura 8 se puede ver como la tasa de decaimiento es casi idéntica para diferentes Re_{kw} , como se observa para todos los diferentes Números de Reynolds evaluados existe una región lineal para la cual el supuesto de mezcla completa es válido. Sin embargo a medida que se incrementa la demanda en la pared y la tasa de decaimiento empieza a estar por debajo de lo que se creería si esta estuviera en el supuesto de mezcla completa. Las curvas de la tasa de decaimiento vs. el Re_{kw} empiezan a presentar un comportamiento diferente al uniforme en el momento en que la demanda en la pared empieza a ser alta, debido a que la concentración en la pared empieza a ser diferente a la concentración promedio en toda la sección. Las condiciones presentadas causan un decrecimiento en la tasa de transferencia de masa y por lo tanto en la tasa de decaimiento.

A continuación en la Figura 9 es importante resaltar que el supuesto de mezcla completa depende de Re y Re_{kw} . Desarrollando una ecuación se puede determinar el límite máximo en el cual se puede determinar los casos de mezcla completa. De esta manera se define el $Re_{kw,M}$ para el cual el flujo puede considerarse completamente mezclado, para el cual el \hat{k} se deriva al 2% del valor de mezcla completa. Así mismo se puede determinar el $Re_{kw,M}$ de la siguiente forma:

$$Re_{K_w,M} = 10^{-6} Re$$

[73]

A continuación en la Figura 9 se presenta una de los principios más importantes para el desarrollo de este estudio; esto se debe a que realizando la comparación entre el Re y el Re_{K_w} fue posible indicar las regiones de validez para el supuesto de mezcla completa y de la misma forma indicar aquellas en las que no se cumple este supuesto.

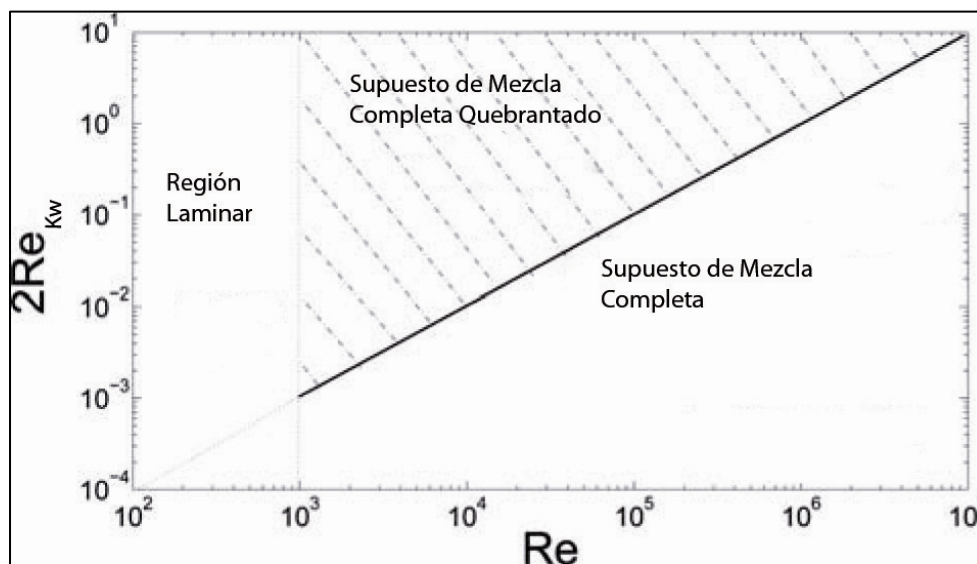


Figura 9. Zonas de validez para el Supuesto de Mezcla Completa (Lari, Reeuwijk, Maksimovic. 2010).

Utilizando la Figura 9 es posible determinar los casos en los cuales las tuberías al interior de una red se encuentran en el supuesto de mezcla completa o en el supuesto de mezcla completa quebrantado. Gracias a lo mencionado anteriormente es posible saber en que casos se puede utilizar la modelación tradicional o en que casos es necesario realizarle ajustes ya que no se puede asumir que están en un supuesto de mezcla completa y en estos casos se entra a evaluar la modelación con la nueva metodología introducida por Lari, Reeuwijk, Maksimovic en el año 2010.

Ecuaciones Finales

El modelo de equilibrio que se ha desarrollado debido a que el supuesto de mezcla no siempre se cumple en las redes de distribución de agua potable muestra una ecuación que rige el decaimiento en las tuberías que no están en este supuesto:

$$\hat{k} = \frac{Sh \hat{C}_{y,w}}{Pe \langle \bar{u} \hat{C}_y \rangle} \quad [74]$$

Que en su forma dimensional es:

$$K \propto \frac{\langle \bar{u} \rangle \hat{C}_w}{\langle \bar{u} \hat{C} \rangle} \frac{k_w}{r_h \langle \bar{u} \rangle} \quad [75]$$

La expresión $\frac{k_w}{r_h \langle \bar{u} \rangle}$ corresponde al decaimiento bajo el supuesto de mezcla completa. Esto significa que en la mezcla completa la tasa de decaimiento es inversamente proporcional a la velocidad media, lo cual tiene sentido debido a que cuando la velocidad es alta el tiempo de contacto es menor y por lo tanto la tasa de decaimiento se disminuye.

En los casos en los que se tiene una alta demanda en la pared y bajos números de Reynolds la tasa de decaimiento será menor que lo que se esperaba en la modelación tradicional ya que la mezcla en esta deja de ser completa y por lo tanto no continúa siendo uniforme. Por esto en la Ecuación 75 se observa que la tasa de decaimiento K es proporcional a \hat{C}_w .

La Ecuación 75 se reescribe por Sookhak Lari et al (2010), para simplificar los cálculos durante la modelación de la siguiente manera:

$$\hat{C}_w = \frac{1}{1 + k_w^{-1} \frac{k_w}{\langle \bar{u} \rangle}} \quad [76]$$

Y

$$K = \frac{k_w}{r_h \langle \bar{u} \rangle \left(1 + k_w^{-1} \frac{k_w}{\langle \bar{u} \rangle} \right)} \quad [77]$$

donde:

$$k_w = \frac{9^3 \sqrt{b}}{2\pi \sqrt{3} Sc^{2/3}} \frac{u_t}{\langle \bar{u} \rangle} \quad [78]$$

donde $b = a \cdot 9,5 \times 10^{-4}$ y u_t es la velocidad de fricción (LT^{-1})

4. METODOLOGÍA Y RESULTADOS.

Durante el desarrollo de este estudio fue necesario realizar modelaciones de la calidad del agua para lograr observar el comportamiento de la metodología moderna y tradicional para el cálculo de la calidad del agua en las redes de distribución de agua potable. Para lograr estos objetivos fue necesario utilizar programas de computador que permitieran observar calidades en cada uno de los nudos de las RDAP; por esta razón y con fines prácticos se utilizó el programa EPANET el cual ofrece una completa gama de herramientas útiles y fáciles de utilizar e implementar en los diferentes casos que el usuario requiera. En el caso de estudio se pretendía observar el comportamiento de agua específicamente en una RDAP de gran magnitud; por esta razón se utilizó la red más robusta presente en Colombia la cual corresponde a la Red Matriz de la ciudad de Bogotá.

Para poder implementar la modelación moderna y tradicional en la Red Matriz de Bogotá fue necesario realizar algunas programaciones en Excel, las cuales permitían calcular las nuevas demandas en las paredes de las tuberías y de esta forma implementarlas en EPANET y de esta manera contrastar los resultados obtenidos frente a la Modelación Moderna vs. La Tradicional o unidimensional.

4.1. Software utilizado para la modelación hidráulica y calidad de agua.

El software utilizado para la modelación hidráulica y de calidad de agua de este proyecto fue EPANET el cual ha sido desarrollado en la US Environmental Protection Agency (EPA). La primera versión de fue EPANET 1.1; esta fue implementada en el año 1994 por Lewis A. Rossman, la División de Investigación en Aguas de la EPA y el Laboratorio de Ingeniería en Reducción de Riesgos de la EPA en Cincinnati, Ohio.

Este Software se ha venido actualizando con el paso de los años y en la actualidad se cuenta con la versión EPANET 2.00.12 la cual se desarrolló en el año 2000 y es la más actualizada en este momento, por esta razón esta fue la herramienta utilizada para este proyecto.

EPANET utiliza diferentes metodologías, ecuaciones y conceptos desarrollados por grandes autores especializados en hidráulica y modelación de calidad del agua, las cuales basan sus teorías en la conservación de la masa acoplada a la cinética de las reacciones y a la variación de las concentraciones de desinfectante en el tiempo y el espacio. Sin embargo debido al gran interés que se ha incrementado en los últimos años en cuanto a la modelación de la calidad del agua en las RDAP se deben evaluar distintos escenarios, Unidimensionales (Modelación Tradicional) y Bidimensionales (Modelación Moderna) para calcular las concentraciones reales que están llegando a los consumidores finales de la red.

4.2. La Red Matriz de Bogotá

En este proyecto se pretendía realizar un análisis detallado de la afectación de la metodología de modelación de la calidad del agua en las redes de distribución de agua potable; sin embargo se pretendía realizar un análisis detallado de la afectación que tiene la Modelación Moderna vs. La Tradicional en la calidad del agua en una red robusta y de esta manera poder comparar los comportamientos en diferentes puntos de la red y así poder relacionar estos comportamientos con los diferentes puntos de la red con RDAP de mayor y menor tamaño.

La Red más robusta y compleja que se tiene en las ciudades de Colombia es la de la ciudad de Bogotá, ya que en esta ciudad se tiene un total de ocho millones (8.000.000) de personas aproximadamente (DANE, Proyecciones de Población. 2011). Sin embargo en esta ciudad el servicio de la Red de Distribución de Agua Potable únicamente surte a aproximadamente un millón setecientos mil usuarios y cuenta con más de 17 mil kilómetros de redes (Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá, Empresa, 2011). Adicionalmente existen ciudades en Colombia con RDAP robustas; sin embargo todas estas redes son de menores tamaños ya que las poblaciones de algunas ciudades importantes tales como Medellín (2.500.000 personas aproximadamente), Cali (2.300.000 personas aproximadamente), Barranquilla (1.200.000 personas aproximadamente), son de menores tamaños que la de Bogotá.

La Red Matriz de Bogotá se encuentra conformada por un conjunto de troncales principales que surten las zonas aferentes a estas, logrando así abastecer a todos los usuarios de la red. Las

troncales principales se ubican en las zonas planas de la ciudad, distribuyendo el agua por gravedad a zonas de cotas menores, esto se debe a que la gran mayoría de la ciudad se encuentra en cotas entre los 2700 y 2580 msnm, por lo tanto se tiene en la Red Matriz de Bogotá una presión dinámica para condiciones de demanda máxima entre 15 m.c.a. y 50 m.c.a. (Ramírez y Saldarriaga. 2010).

La Red Matriz de Bogotá cuenta con 4369 nudos, los cuales unen 4478 tuberías de distintas características hidráulicas, se tienen 30 válvulas de diferentes características, 15 tanques distribuidos en la red y finalmente 4 embalses de abastecimiento de agua potable.

A continuación se presentan los cuatro embalses de abastecimiento de agua presentes en la RDAP de Bogotá:

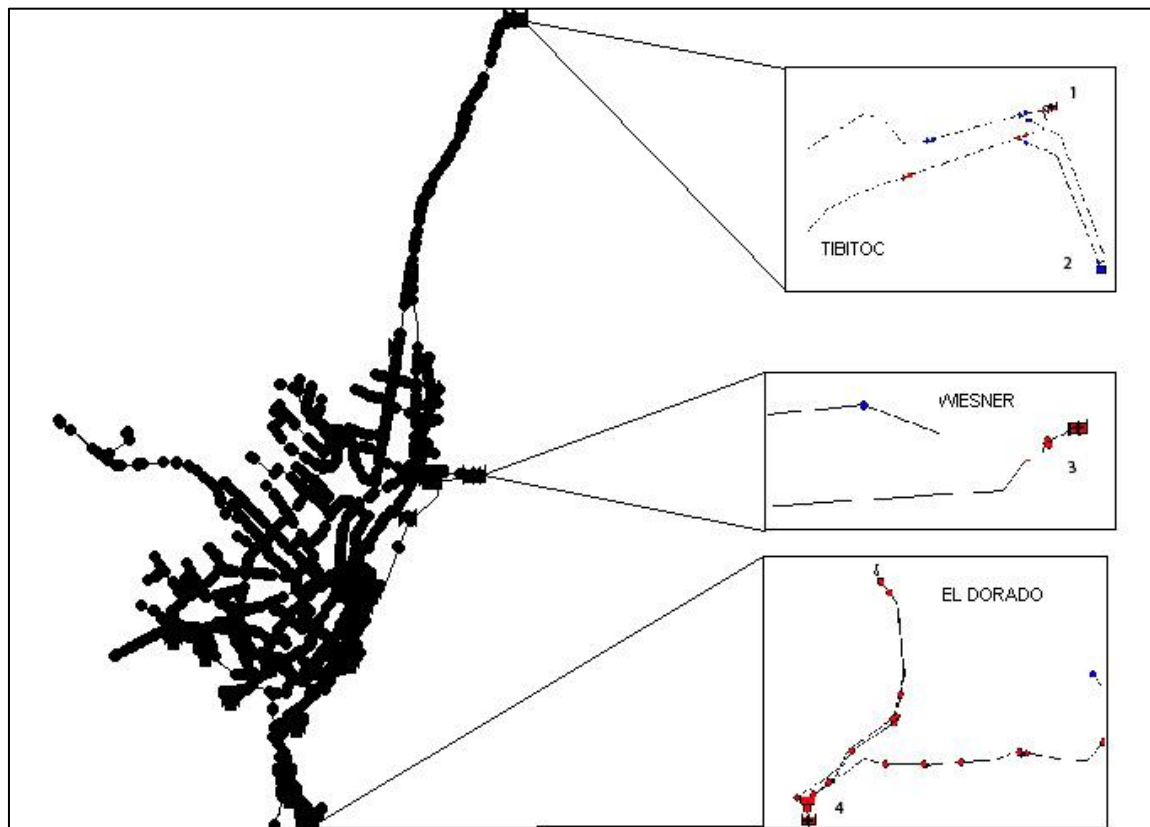


Figura 10. Embalses de Abastecimiento de la Red Matriz de Bogotá (EPANET).

En la Figura 10 se presenta la representación gráfica de las válvulas en EPANET; es importante aclarar que todas se visualizan de la misma manera. Sin embargo cada una de ellas tiene características hidráulicas propias debido a que representan las que se están manejando en actualmente en la red evaluada.

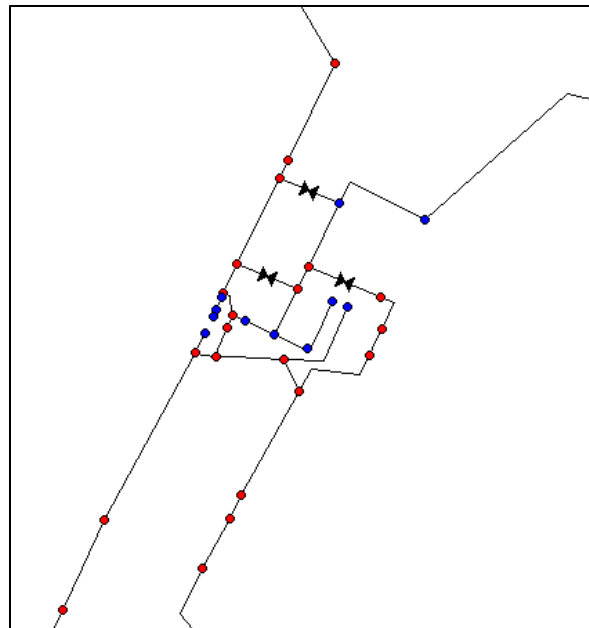


Figura 11. Algunas Válvulas presentes en la Red Matriz de Bogotá (EPANET).

4.3. Desarrollo de la Metodología para el Análisis

Para el análisis de la metodología moderna y tradicional de modelación de la calidad del agua fue necesario realizar una programación en Excel la cual permitiera determinar para cuales tuberías de la red se deberían considerar nuevas constantes de pared, debido a que la región de validez en la cual se encontrara su flujo. Por lo tanto a continuación se pretende describir el procedimiento detallado de la manera en la que se obtuvieron los resultados para cada una de las metodologías utilizadas.

Es importante mencionar que para la metodología tradicional de la calidad del agua se utilizaron como constantes de pared y de masa los valores de $K_b=0,8016/\text{día}$ y $k_w=0,4728 \text{ m/día}$,

adicionalmente en la Tabla 1 se presentan las condiciones iniciales utilizadas para realizar la modelación.

| Parámetro | Valor | Unidades |
|-----------------------|----------|-------------------|
| Viscosidad Cinemática | 1.41E-06 | m ² /s |
| Densidad Agua a 20°C | 998.2 | kg/m ³ |
| Gravedad | 9.8 | m/s ² |
| Difusividad Molecular | 1.26E-09 | m ² /s |
| K _w | 0.4728 | m/día |
| K _b | 0.8016 | m/día |

Tabla 1. Propiedades Iniciales.

Los valores expuestos en la Tabla 1 fueron utilizados para realizar la modelación tradicional de la calidad del agua y adicionalmente los cálculos iniciales de la modelación moderna. Para el desarrollo de la metodología tradicional fue necesario utilizar el procedimiento desarrollado en el Numeral 3.3, así como para la metodología moderna se utilizó el procedimiento mencionado en el Numeral 3.4.

Después de realizados los cálculos en el programa Excel, se procede a introducir los valores obtenidos de la modelación moderna a EPANET y de esta forma es posible obtener, comparar y analizar los resultados de las concentraciones de cloro resultantes en los diferentes nudos evaluados en la red.

4.4. Análisis de las Metodologías

En esta sección se pretende explicar de forma clara y sencilla los procedimientos utilizados para realizar la modelación de calidad de agua bajo los escenarios moderno y tradicional. Inicialmente se realizan los cálculos para obtener el coeficiente de decaimiento del cloro en cada una de las tuberías de la Red Matriz de Bogotá; luego se continúa realizando cada uno de los cálculos necesarios para determinar la nueva constante de reacción en la pared y de la misma forma el coeficiente de decaimiento para la metodología moderna.

Inicialmente se identifica la región a la cual pertenece cada una de las tuberías de la red, haciendo uso de la Figura 9, para esto es necesario inicialmente obtener las características hidráulicas para cada una de las tuberías. En la Tabla 2 se presentan las características hidráulicas para 3 tuberías las cuales se pretende analizar a manera de ejemplo.

| ID Tubería | Longitud | Diámetro | Caudal | Velocidad |
|------------|----------|----------|---------|-----------|
| | m | mm | L/s | m/s |
| Pipe 1 | 10,3508 | 406,4 | 1,84 | 0,01 |
| Pipe 8 | 63,5146 | 1828,8 | 3784,44 | 1,44 |
| Pipe 98 | 10,3419 | 609,6 | 129,67 | 0,44 |

Tabla 2. Condiciones Hidráulicas de las tuberías 1, 8 y 98.

Utilizando las características hidráulicas de cada una de las tuberías es posible realizar los cálculos pertinentes para determinar si las tuberías se encuentran dentro del supuesto de mezcla completa o dentro del supuesto de mezcla quebrantado. Para esto es necesario seguir el siguiente procedimiento:

Cálculos para la Tubería 8

Inicialmente se realiza el cálculo del Número de Reynolds:

$$Re = 2 \frac{\langle \hat{u} \rangle \delta}{\nu} = 2 \frac{\langle \hat{u} \rangle D}{\nu} = \frac{1,44 * 1,828}{1,41E - 06} = 1.867.710 = 1,87E^{+6}$$

A continuación es necesario determinar bajo que condición del el Número de Sherwood se encuentra la tubería:

Para un $Re < 1$, que representa el régimen estacionario:

$$Sh = 2$$

Para $1 < Re < 2300$, que representa el régimen laminar:

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668 \left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)}{1 + 0,04 \left[\left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)\right]^{2/3}}$$

Para $Re > 2300$, que representa el régimen turbulento:

$$Sh = 0,023 * Re^{0,83} * \left(\frac{v}{d}\right)^{0,333}$$

Por lo tanto la tubería se encuentra bajo la condición del régimen turbulento para un $Re > 2300$, según esto:

$$Sh = 0,023 * Re^{0,83} * \left(\frac{v}{d}\right)^{0,333} = 0,023 * (1,87E - 6)^{0,83} * \left(\frac{1,41E - 06}{1,26E - 09}\right)^{0,333} = 38210,3$$

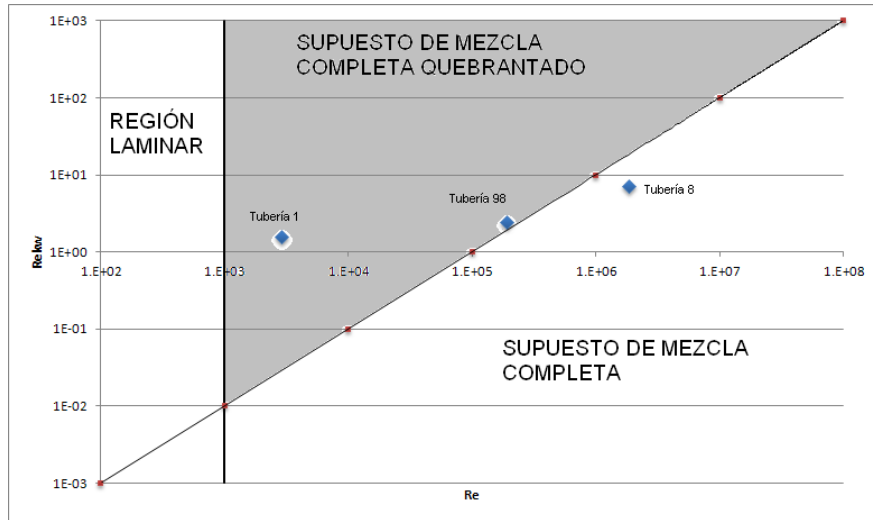
Adicionalmente se debe conocer el Número de Schmidt:

$$Sc = \frac{v}{d} = \frac{1,41E - 06}{1,26E - 09} = 1,12E + 03$$

Y así, se conoce el Re_{kw} :

$$Re_{kw} = ShSc^{-1} = \frac{k_w \delta}{v} = \frac{5,47E - 6 \frac{m}{s} * 1,828 m}{1,41E - 06 \frac{m^2}{s}} = 7,09$$

De esta manera se obtienen los resultados graficados en la Gráfica 1 para las tuberías 1, 8 y 98 en las cuales la tubería 8 se encuentran en el supuesto de mezcla completa y las tuberías 1 y 98 se encuentran en el supuesto de mezcla quebrantado.



Gráfica 1. Regiones de validez para algunas tuberías de la Red Matriz de Bogotá.

Bajo este contexto es posible determinar el modelo de decaimiento que se debe utilizar para cada caso; de esta forma para las tuberías 1 y 98 se utilizará la metodología moderna, mientras que para la tubería 8 se utilizará la metodología tradicional.

A continuación se presenta el procedimiento desarrollado para la Tubería 1 la cual se encuentra en la región en la cual el supuesto de mezcla es quebrantado; para esta se calculará el coeficiente de decaimiento bajo la metodología tradicional y luego bajo la moderna para ejemplificar lo que se realizó en toda la Red Matriz de Bogotá.

Coeficiente de Decaimiento (K) bajo la Modelación Tradicional

- a) Cálculo del Número de Reynolds:

$$Re = 2 \frac{\langle \hat{u} \rangle \delta}{\nu} = 2 \frac{\langle \hat{u} \rangle D}{\nu} = \frac{0,01 * 0,406}{1.41E - 06} = 2,09E + 3$$

- b) Número de Sherwood

Para un $Re < 1$, que representa el régimen estacionario:

$$Sh = 2$$

Para $1 < Re < 2300$, que representa el régimen laminar:

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668 \left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)}{1 + 0,04 \left[\left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)\right]^{2/3}}$$

Para $Re > 2300$, que representa el régimen turbulento:

$$Sh = 0,023 * Re^{0,83} * \left(\frac{v}{d}\right)^{0,333}$$

Por lo tanto la tubería se encuentra bajo la condición del régimen turbulento para un $Re > 2300$, según esto:

$$Sh = 0,023 * Re^{0,83} * \left(\frac{v}{d}\right)^{0,333} = 0,023 * (2,09E + 3)^{0,83} * \left(\frac{1,41E - 06}{1,26E - 09}\right)^{0,333} = 177,2$$

c) Cálculo del coeficiente de transferencia de masa k_f :

$$k_f = \frac{Sh * d}{D} = \frac{177,2 * 1,26E - 09}{0,406} = 5E - 7$$

d) Se calcula el coeficiente de decaimiento del cloro (K), conociendo el coeficiente de transferencia de masa, la constante de reacción en la pared y en la masa de agua:

$$K = k_b + \frac{k_w k_f}{R_h(k_w + k_f)} = 9,28E - 6 \frac{1}{s} + \frac{5,47E - 6 \frac{m}{s} * 5E - 7 \frac{m}{s}}{0,102 \left(5,47E - 6 \frac{m}{s} + 5E - 7 \frac{m}{s}\right)} = 1,42E - 5$$

Coefficiente de Decaimiento (K) bajo la Modelación Tradicional

a) Cálculo del Número de Schmidt:

$$Sc = \frac{v}{d} = \frac{1.41E - 06}{1.26E - 09} = 1.12E + 03$$

b) Es necesario conocer el esfuerzo cortante (τ_w) en la tubería para de esta manera poder conocer la velocidad de fricción (u_t) que se presenta:

$$\tau_w = rh \times \frac{\rho \cdot g \cdot hf}{2L} = 0,102 \text{ m} \times \frac{998.2 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \cdot 9,8 \frac{\text{m}}{\text{s}^2} \cdot 0,0001 \text{ m}}{2 * 10,3 \text{ m}} = 0,01 \frac{\text{kg}}{\text{m s}^2}$$

c) De esta forma se calcula la velocidad de fricción (u_t) en la tubería:

$$u_t = \sqrt{\frac{\tau_w}{\rho}} = \sqrt{\frac{0,01 \frac{\text{kg}}{\text{m s}^2}}{998.2 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}}} = 0,0027 \frac{\text{m}}{\text{s}}$$

d) Se calcula el K_w que será necesario para el cálculo del coeficiente de decaimiento:

$$k_w = \frac{9^3 \sqrt{b}}{2\pi\sqrt{3} Sc^{2/3} \langle \bar{u} \rangle} u_t = \frac{9^3 \sqrt{9,5E10 - 4}}{2\pi\sqrt{3} (1.12E + 03)^{2/3}} \frac{0,0027 \frac{\text{m}}{\text{s}}}{0,01 \frac{\text{m}}{\text{s}}} = 2E - 4$$

En este caso b corresponde a $9,5 \times 10^{-4}$.

e) Conociendo el k_w es posible obtener el valor de coeficiente de decaimiento para la modelación moderna:

$$K = \frac{k_w}{r_h \langle \bar{u} \rangle \left(1 + k_w^{-1} \frac{k_w}{\langle \bar{u} \rangle}\right)} = \frac{5,47E - 6}{0,102 \langle 0,01 \rangle \left(1 + 2E - 4^{-1} \frac{5,47E - 6}{\langle 0,01 \rangle}\right)} = 1,4E - 3 \frac{1}{m}$$

f) Finalmente es posible calcular los K_w que se deberán ingresar al programa de modelación EPANET:

$$K_{w_{Nuevo}} = \frac{K_{moderno} * V * D}{4} = \frac{1,4E - 3 \frac{1}{m} * 0,01 \frac{m}{s} * 0,406 m}{4} = 1,47E - 6 \frac{m}{s}$$

$$= 0,127 \frac{m}{día}$$

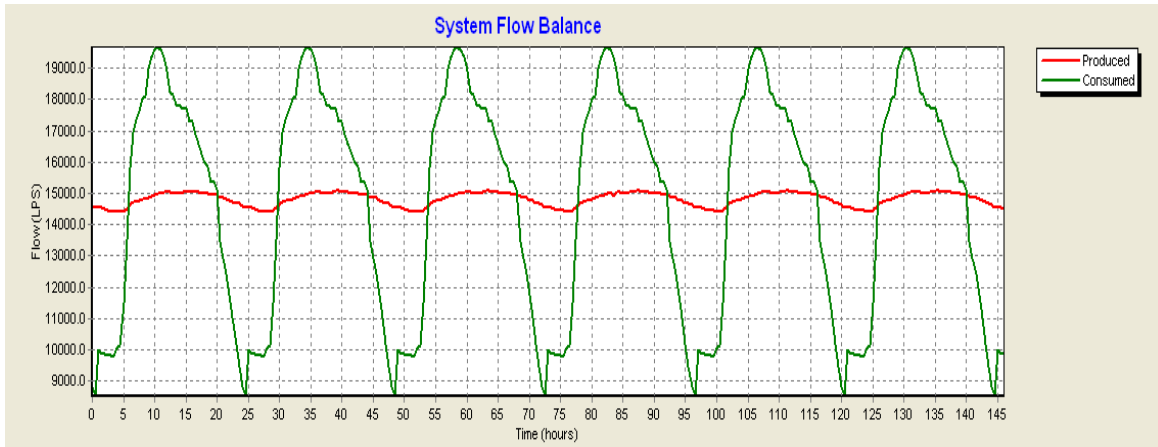
De acuerdo con el procedimiento mencionado para la metodología moderna y tradicional fue finalmente posible realizar la modelación de la calidad en el programa EPANET. De esta forma se obtuvieron los resultados hidráulicos y de calidad mediante la programación en Excel y con esto fue posible analizar mediante la herramienta EPANET las concentraciones de cloro que se encontraban en cada uno de los nudos de la Red Matriz de Bogotá

4.5. Resultados.

A continuación se presentan todos los resultados obtenidos al realizar la modelación de calidad del agua bajo la metodología moderna y la metodología tradicional; esto incluye gráficas, figuras y tablas que ilustran de una manera más sencilla lo obtenido mediante el análisis. En este contexto se pretende realizar comparaciones, observaciones y por lo tanto un análisis detallado de lo que está sucediendo en la Red Matriz de Bogotá bajo las diferentes condiciones estudiadas.

4.5.1. Región de Validez

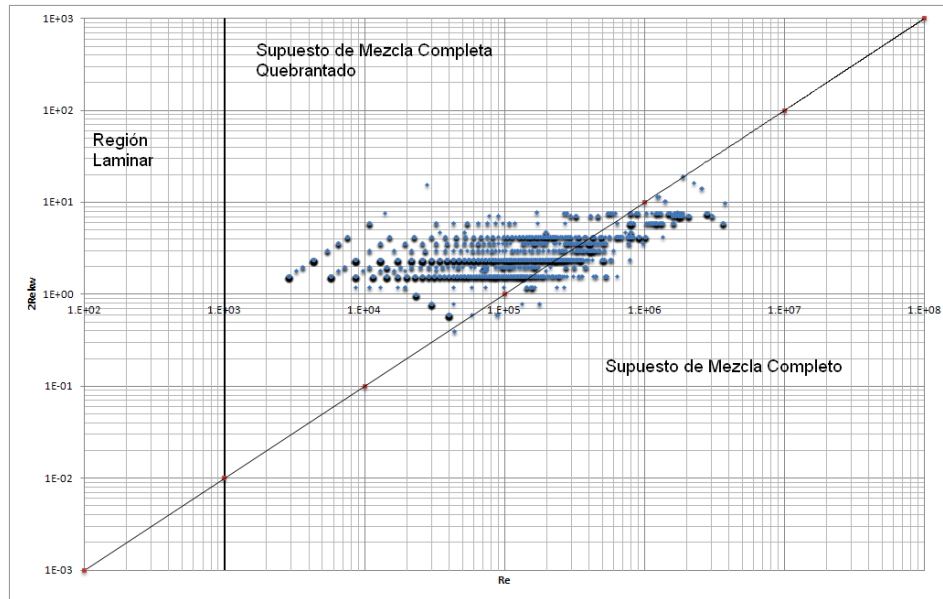
En esta sección se pretende mostrar mediante gráficas los resultados obtenidos para los datos hidráulicos de diferentes momentos del día los cuales representan diferentes puntos de demanda de caudal debido a la curva de caudales (Gráfica 2) que se maneja en la ciudad de Bogotá debido a las diferentes demandas requeridas por los consumidores a lo largo del día.



Gráfica 2. Curva de Demanda en el tiempo para la Red Matriz de Bogotá (EPANET).

En la Gráfica 2 se muestra la curva de demanda de la Red Matriz de Bogotá durante un periodo de tiempo de 146hrs. En este proyecto, con fin de hallar un valor más real en cuanto a la modelación moderna y adicionalmente para poder observar la variación de la región de validez dependiendo de las velocidades promedio en la red y por lo tanto la variación en el Número de Reynolds, se decidió realizar la modelación moderna para 3 demandas diferentes en la red; una para la demanda máxima, otra para un punto medio de demanda en la red y finalmente para una demanda mínima. Según lo anterior con el fin de tomar estos tres puntos diferentes en la curva de demanda se decidió tomar un punto a las 120:30 hrs, otro a las 126:00 hrs y otro a las 130:30 hrs que corresponden al mínimo, medio y máximo respectivamente.

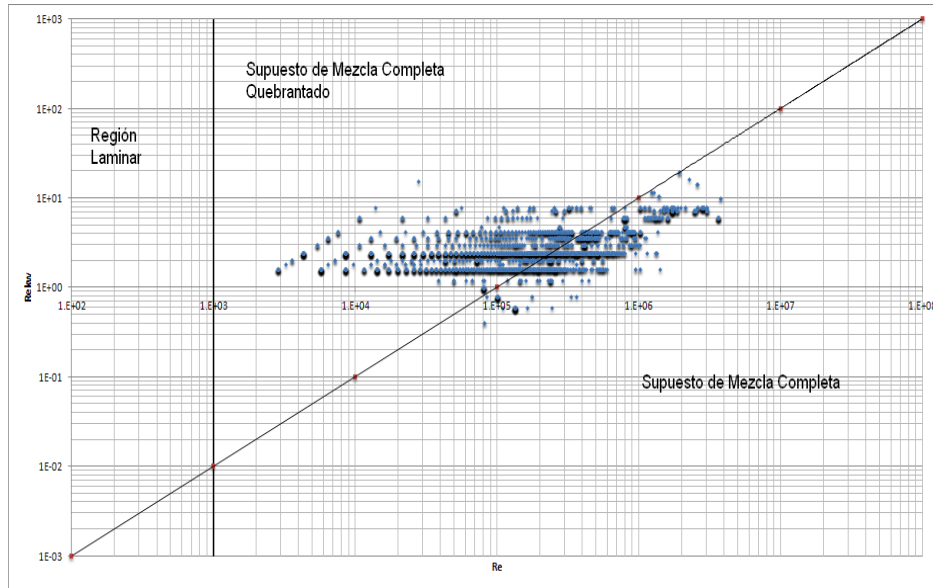
En la Gráfica 3 se presentan los resultados obtenidos para las diferentes tuberías de la red para la hora 120:30, la cual corresponde a una demanda mínima.



Gráfica 3. Región de Validez para la Demanda Mínima en la Red.

En la Gráfica 3 se encuentran 2.765 tuberías bajo el supuesto de mezcla completa quebrantado, lo que significa que 1.713 cumplen la mezcla completa; estos valores muestran que un 62% de las tuberías se deberá evaluar bajo la modelación moderna y un 38% de las tuberías se deberá continuar evaluando la modelación tradicional.

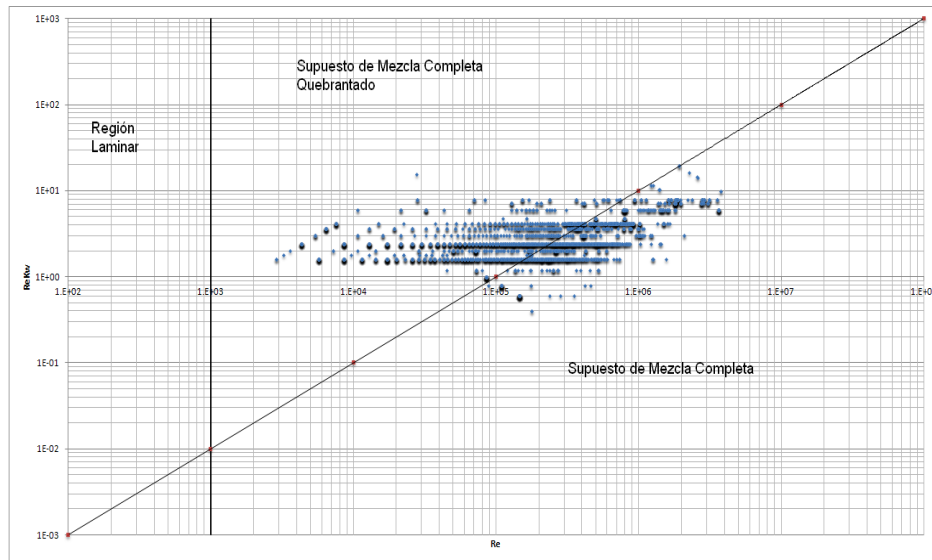
En la Gráfica 4 se presentan los resultados obtenidos para las diferentes tuberías de la red para la hora 126:00, la cual corresponde a una demanda media.



Gráfica 4. Región de Validez para la Demanda Media en la Red.

En la Gráfica 4 el 52% de las tuberías se encuentra bajo el supuesto de mezcla completa quebrantado y el 48% de las tuberías se encuentra bajo la región que cumple el supuesto; por lo tanto de las 4.478 tuberías existentes en la Red Matriz de Bogotá, únicamente 2.329 tuberías se modelarían bajo la metodología tradicional para una hora en la cual el caudal en la red maneja una demanda media

La Gráfica 5 presenta los resultados obtenidos para las diferentes tuberías de la red para la hora 130:30, la cual corresponde a una demanda máxima.



Gráfica 5. Región de Validez para la Demanda Máxima en la Red.

En la Gráfica 5 se muestra observa que menos tuberías se deberán modelar bajo la metodología moderna. Teniendo en cuenta las gráficas anteriores en las cuales se mostraban las regiones de validez para demandas medias y mínimas en la Red Matriz de Bogotá. Para una demanda máxima en la red el método moderno toma menos importancia ya que se deberá tener en cuenta esta técnica de modelación para menos del 50% de la tuberías (47%), que corresponden a 2.099 tuberías; por otro lado se tiene un total de 2.379 tuberías que se deberán modelar bajo la metodología tradicional.

En la Tabla 3 se realiza una comparación entre los resultados obtenidos mediante las Gráficas 3, 4 y 5:

| Demandas/Región de Validez | Mínima | | Media | | Máxima | |
|---|----------|----|----------|----|----------|----|
| | Unidades | % | Unidades | % | Unidades | % |
| Tuberías Bajo el Supuesto de Mezcla Completa | 1713 | 38 | 2149 | 48 | 2379 | 53 |
| Tuberías Bajo el Supuesto de Mezcla Completa Quebrantado | 2765 | 62 | 2329 | 52 | 2099 | 47 |

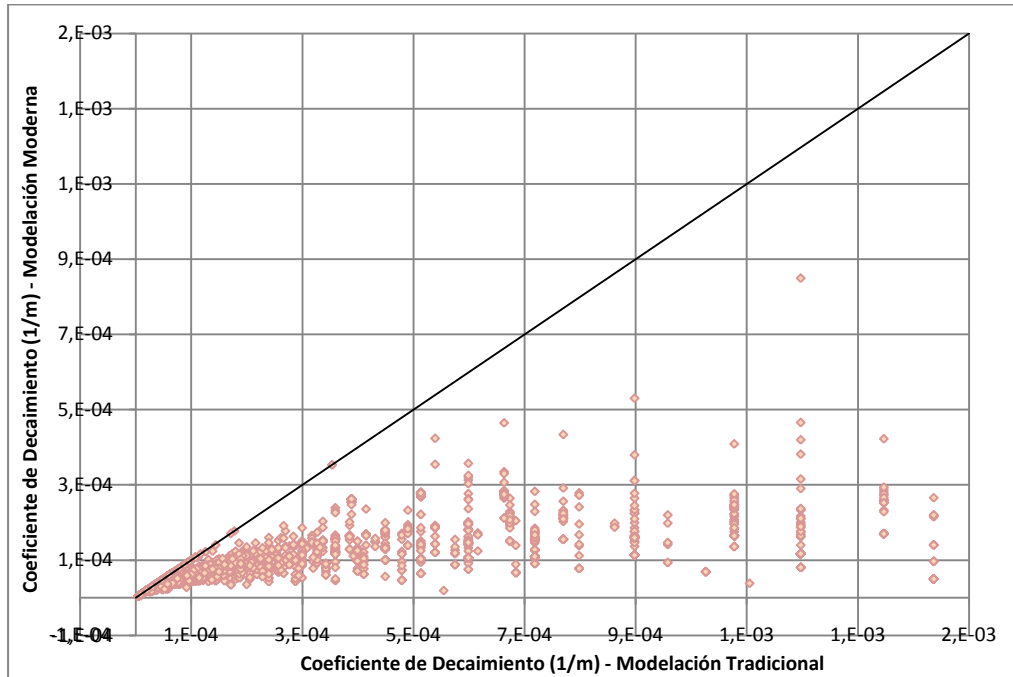
Tabla 3. Resultados de la Región de validez para Tres demandas diferentes de la Red.

En la Tabla 3 se observa como las tuberías que se encuentran bajo el supuesto de mezcla completa quebrantado van disminuyendo a medida que se aumenta la demanda; esto quiere decir que a medida que se registran mayores velocidades y Números de Reynolds en la red, a modelación moderna pierde importancia, sin embargo en el punto máximo de velocidades en la red aún se registra el 47% de tuberías que deben ser modeladas bajo la condición moderna. Esto significa que en el punto en el que menor relevancia tiene la modelación moderna para una red de gran magnitud, permanece un número considerable de tubos que deberán ser sometidos a una modelación diferente a la tradicional, ya que evaluarlos bajo esta metodología podría causar problemas con las concentraciones de cloro que está recibiendo el usuario de la red.

4.5.2. Tasas de Decaimiento

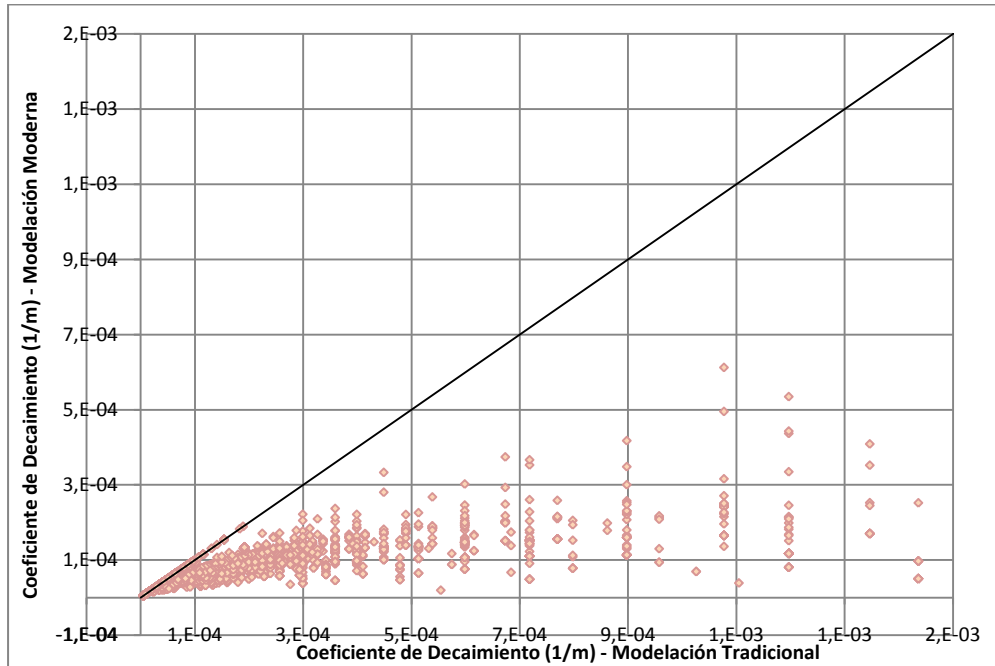
Al conocer la región de validez en la que se encuentra cada tubería es posible determinar el coeficiente de decaimiento que se debe utilizar para la modelación moderna. Según lo anterior en las Gráficas 6, 7 y 8 se ilustran los resultados del cálculo del coeficiente de decaimiento mediante la metodología moderna contrastados con la metodología tradicional; en estas se observa una disminución de los coeficientes de decaimiento ya que todos se encuentran por debajo de la línea de 45° que representa las tuberías que mantienen el decaimiento obtenido mediante la modelación tradicional.

La Gráfica 6 representa la comparación de la metodología moderna y la tradicional para los coeficientes de decaimiento en un momento de mínima demanda en la red.



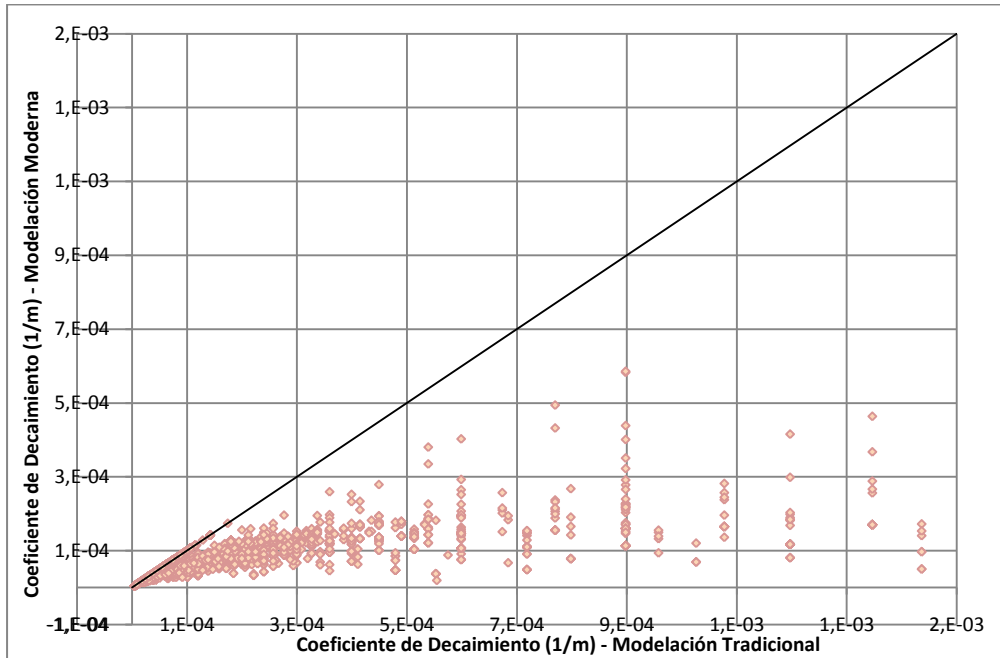
Gráfica 6. Comparación de los Coeficientes de Decaimiento bajo la Modelación Moderna y Tradicional, Durante la hora de Mínima Demanda en la Red.

La Gráfica 7 ilustra los resultados de los coeficientes de decaimiento en un momento de demanda media en la red. Estos resultados hacen una comparación entre la modelación moderna y tradicional.



Gráfica 7. Comparación de los Coeficientes de Decaimiento bajo la Modelación Moderna y Tradicional, Durante la hora de Demanda Media en la Red.

La Gráfica 8 representa los resultados en un momento de demanda máxima en la red; en esta se muestra la comparación de los coeficientes de decaimiento para la metodología tradicional y la moderna.



Gráfica 8. Comparación de los Coeficientes de Decaimiento bajo la Modelación Moderna y Tradicional, Durante la hora de Máxima Demanda en la Red.

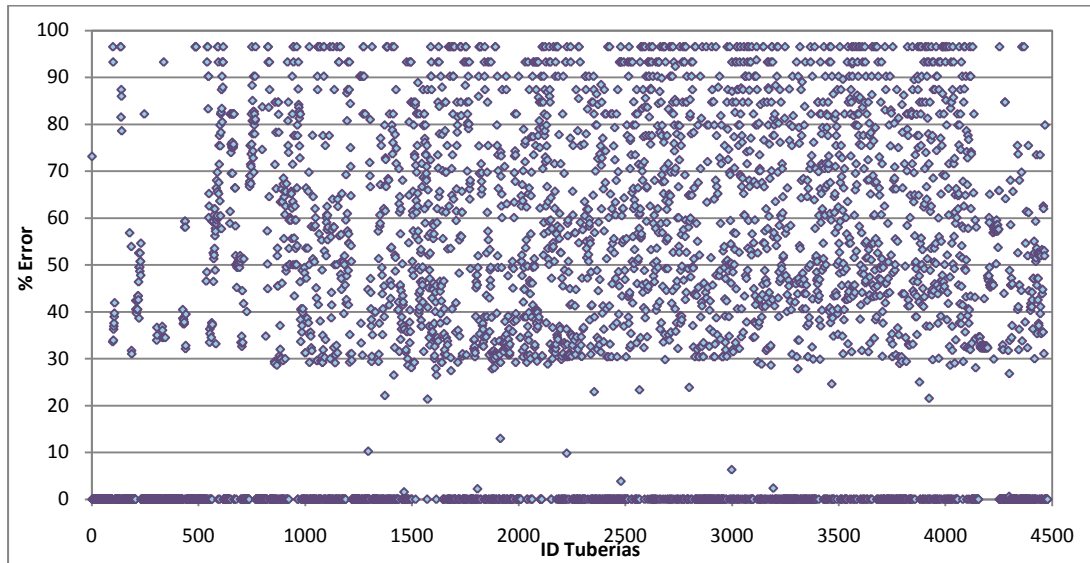
En las gráficas se observa que a medida que la demanda va aumentando los coeficientes de decaimiento se acercan cada vez a la línea de 45°; esto significa que entre menor sea la demanda de la red existe mayor número de coeficientes con valores menores, por lo que se esperaría que al modelar las concentraciones de cloro en la red se obtuviera una mayor concentración promedio para un momento de demanda mínima en la red.

4.5.3. Errores Relativos para el Coeficiente de Decaimiento del Cloro

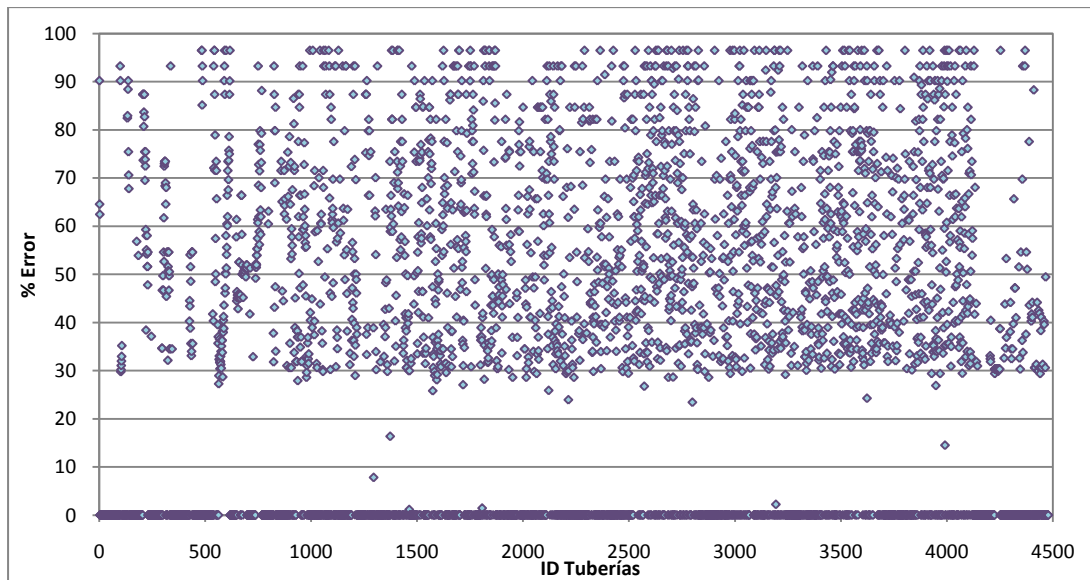
Al conocer los coeficientes de decaimiento del cloro y su variación es posible determinar los errores relativos (ER%) que se presentarán para cada caso. Para calcular estos errores fue necesario tomar el dato obtenido mediante la modelación tradicional como valor exacto (VE) y el obtenido bajo la modelación moderna como valor medido (VM). De esta forma se presenta la siguiente ecuación

$$ER\% = 100 - \left(\frac{VM * 100}{VE} \right) \quad [79]$$

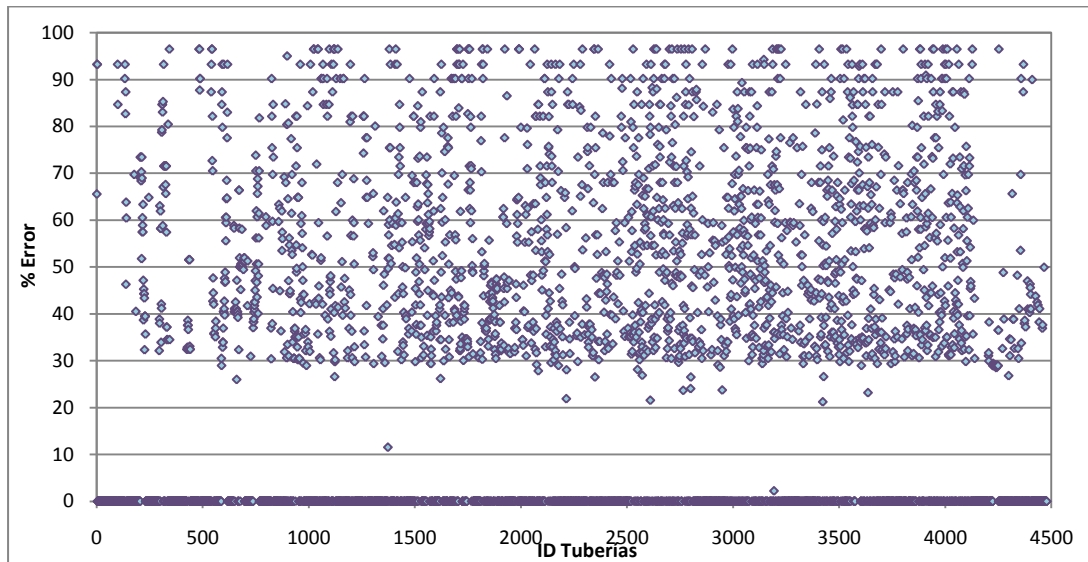
En las Gráficas 9, 10 y 11 se ilustran los errores relativos para periodos de tiempo en los cuales las demandas son mínima, media y máxima respectivamente.



Gráfica 9. Errores Relativos de la Modelación Moderna para un momento de Demanda Mínima en la Red.



Gráfica 10. Errores Relativos de la Modelación Moderna para un momento de Demanda Media en la Red.



Gráfica 11. Errores Relativos de la Modelación Moderna para un momento de Demanda Máxima en la Red.

En las tres gráficas anteriores se observa un comportamiento similar; sin embargo se puede notar cómo los errores relativos disminuyen a medida que aumenta la demanda en la red. Por esta razón a mayor demanda se encuentran menor número de tuberías con errores relativos entre el 60 y el 100%.

Los errores relativos que se encuentran entre el 60 y el 100% varían a medida que aumenta la demanda en la red; por esta razón en el momento de demanda mínima se registra un 29% de la tuberías en este rango, cuando la demanda es media se encuentra un 22.5% y en la demanda máxima un 18% de los tubos con más del 60% de error.

4.5.4. Concentraciones de Cloro en la Red

Al conocer la región de validez en la que se encuentra cada tubería y los coeficientes de decaimiento en los dos casos de modelaciones evaluadas, es posible determinar bajo que metodología se debe evaluar cada tubo de la red. Por esta razón es posible obtener las nuevas constantes de reacción en la pared que se deben utilizar para modelar la calidad del agua bajo el programa EPANET. En esta sección se pretende mostrar los resultados obtenidos para las concentraciones de cloro en diferentes puntos de la red para la modelación moderna en las

condiciones de demanda mínima, media y máxima, así como un ajuste para determinar la concentración obtenida bajo esta metodología y adicionalmente las concentraciones obtenidas bajo la modelación tradicional.

Para observar el comportamiento del decaimiento del cloro a lo largo de la red se tomaron seis puntos diferentes en la red, de los cuales tres corresponden a nudos cercanos a los tres embalses de abastecimientos de agua que corresponden a Tibitoc, Wiesner y el Dorado y por otro lado se tomaron los tres nudos más lejanos de las tres fuentes de abastecimiento. Este análisis permitirá observar que consecuencias trae la modelación moderna vs la tradicional.

Nudos Lejanos

En la Figura 11 se presenta la ubicación en la Red Matriz de Bogotá de los tres nudos lejanos que se pretende analizar en esta sección. Los nudos fueron seleccionados según su altura piezométrica y adicionalmente según observaciones realizadas al modelar los datos de calidad en el programa EPANET.

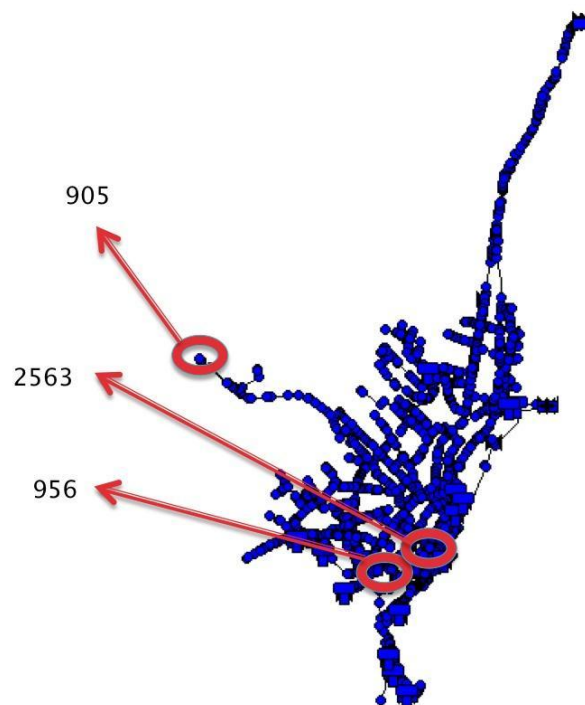
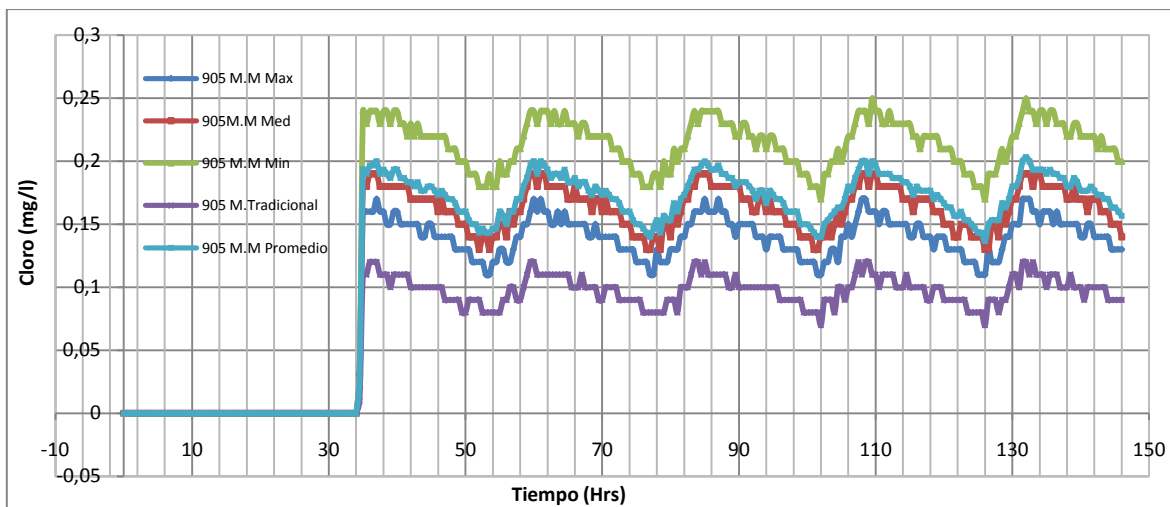


Figura 12. Ubicación de los Nudos lejanos de los embalses (EPANET).

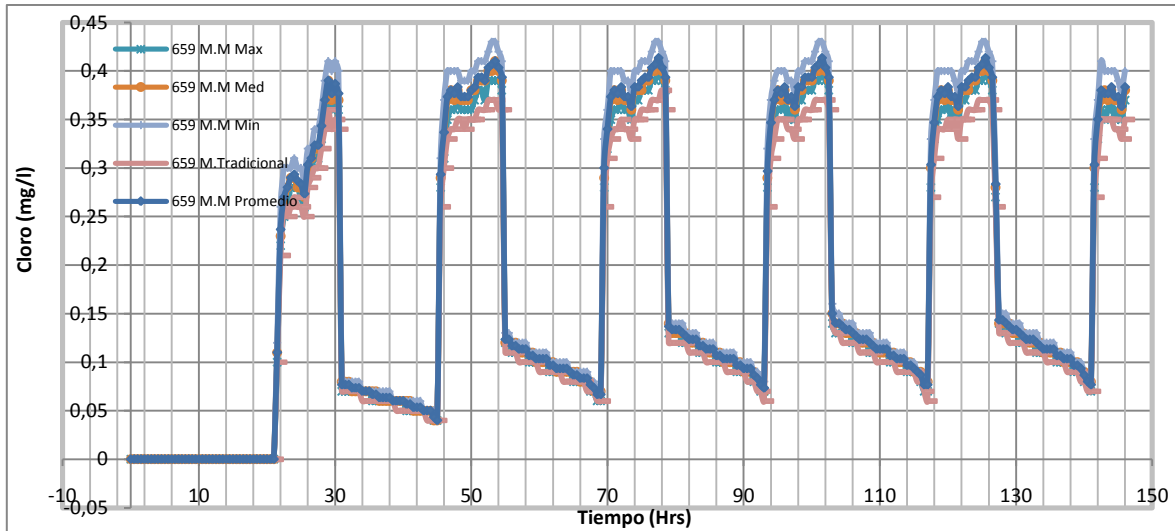
En la Gráfica 12 se observan los resultados de la modelación moderna (M.M) para las demandas mínima, media y máxima, así como los resultados de las concentraciones de cloro al realizar la modelación tradicional (M.Tradicional). Es importante resaltar que a la modelación moderna se le realiza un ajuste para obtener resultados más cercanos a lo que realmente sucede en la red, ya que en esta se presentan condiciones de demanda diferentes a lo largo del día. El ajuste consiste en realizar un promedio de los resultados de concentraciones obtenidas al modelar bajo la M.M en las condiciones de demanda mínima, media y máxima.



Gráfica 12. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 905.

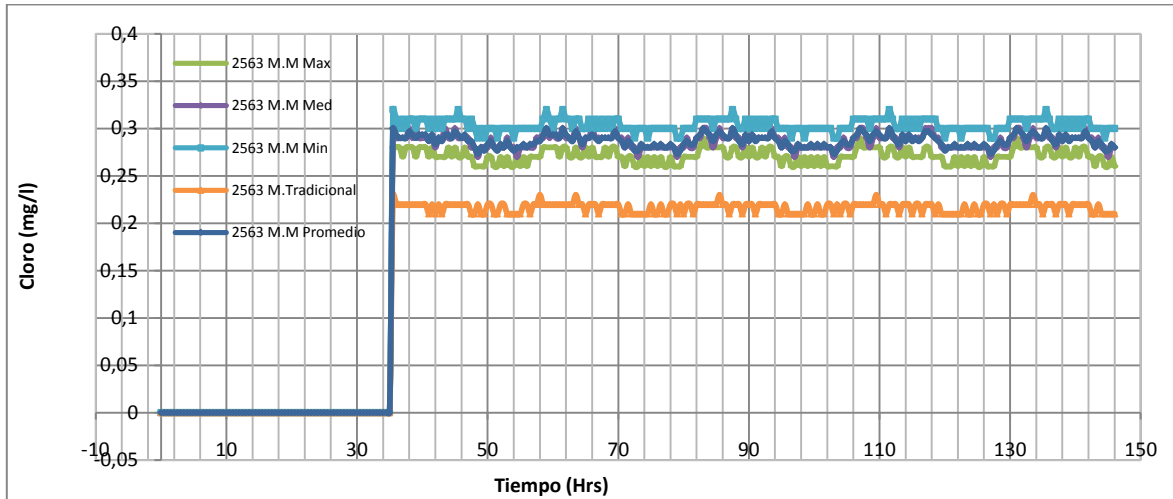
En la Gráfica 12 se observa que bajo la modelación tradicional resultan concentraciones de cloro menores que aquellas que se obtienen al realizar la modelación moderna en el nudo. Realizando una comparación entre los resultados obtenidos para la modelación moderna se observa que en el momento en el que los caudales son mínimos se obtienen unas concentraciones de cloro menores a lo largo del tiempo y mayores para los caudales máximos. Esto tiene sentido con los resultados obtenidos para la región de validez, ya que como se mostró anteriormente a medida que aumenta la demanda se tienen menos número de tuberías en el supuesto de mezcla quebrantado, lo que quiere decir que se introduce un menor número de k_w resultantes de la metodología moderna que cabe resaltar que son de un valor menor al k_w tomado como constante en la modelación tradicional.

En la Gráfica 13 se presentan los resultados de la modelación moderna y tradicional del nudo 659 que corresponde a un nudo lejano de los embalses. Este nudo se encuentra en una zona de mezcla de la red en el cual se reciben aguas del embalse del Dorado específicamente y aguas de mezcla del resto de la red.



Gráfica 13. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 659.

En la Gráfica 14 se presentan los resultados de las concentraciones de cloro en el tiempo gracias a la modelación de calidad del agua para las metodologías moderna y tradicional del nudo 2563 de la Red Matriz de Bogotá. En el nudo 2563 se encuentran resultados similares a los del nudos 905 y 659 que también son nudos lejanos a los embalses de abastecimiento de agua.

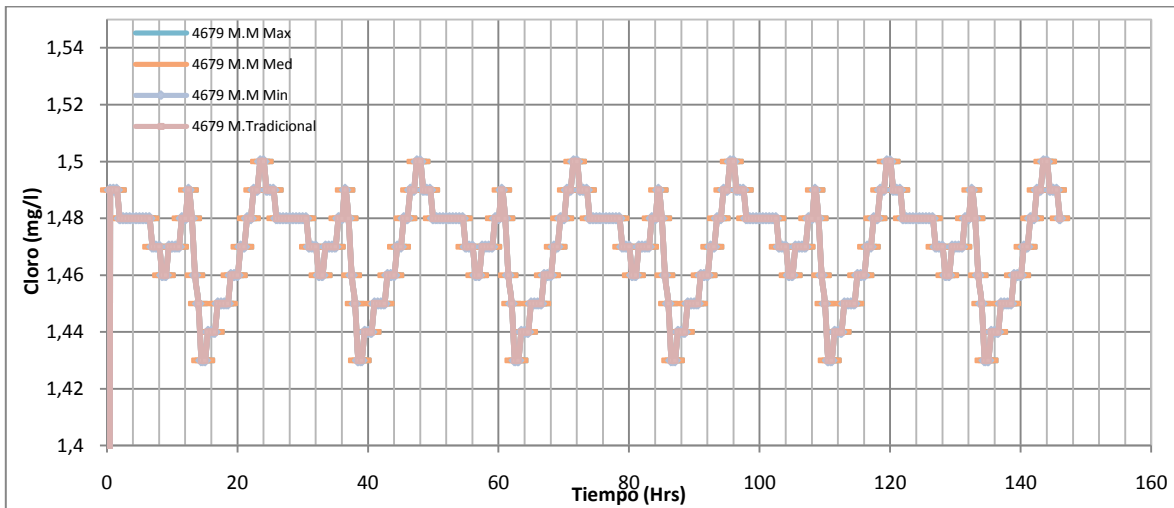


Gráfica 14. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 2563.

Nudos Cercanos

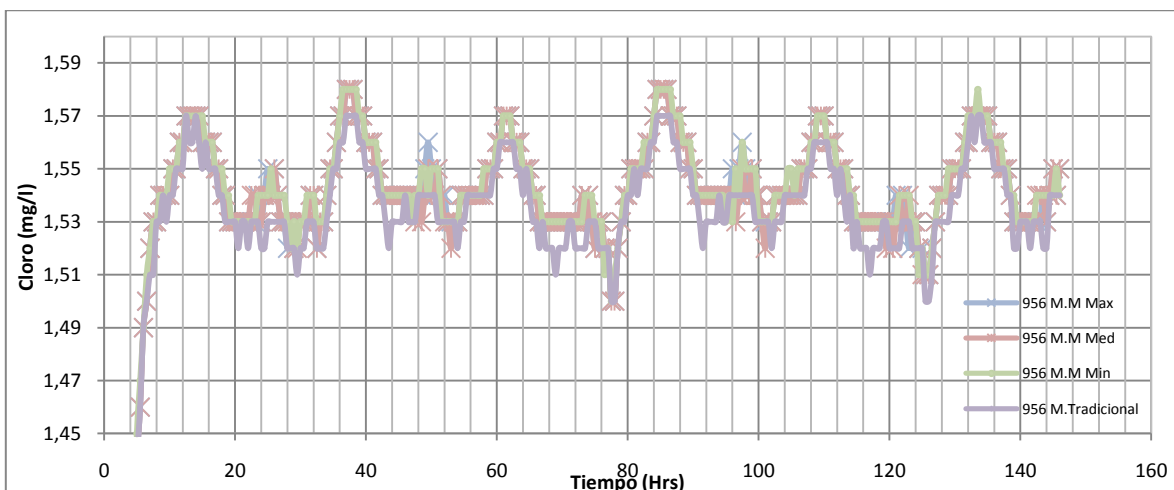
Los Nudos Cercanos analizados corresponden a aquellos nudos que se encuentran cercanos a los embalses de abastecimiento, por esta razón se tomó el nudo 619 (nudo más cercano al embalse Tibitoc), el nudo 4679 (nudo más cercano al embalse Wiesner), el nudo 956 (nudo más cercano al embalse El Dorado).

En la Gráfica 15 se presentan los resultados de las concentraciones de desinfectante bajo la modelación moderna y tradicional en el nudo 4679, el cual corresponde a un nudo cercano a la Planta de Tratamiento de Agua potable Wiesner. En la gráfica se observa que los resultados obtenidos para el nudo bajo la M. Moderna y la M. Tradicional son casi idénticos, por esta razón las variaciones son despreciables.



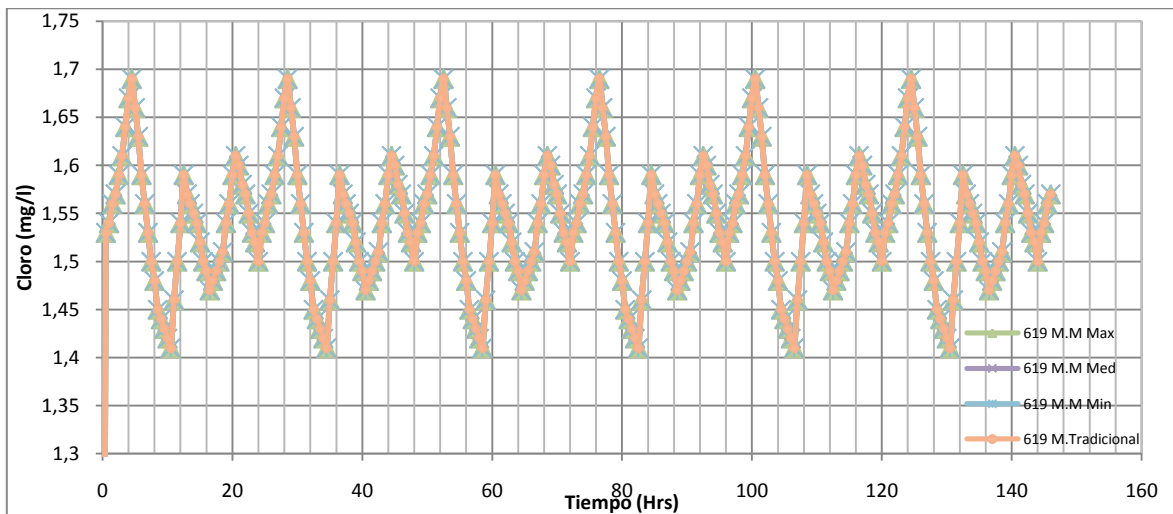
Gráfica 15. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 4679.

En la Gráfica 16 se presentan los resultados de las concentraciones de cloro a lo largo del tiempo para el nudo 956 que se encuentra en un punto muy cercano al embalse El Dorado. En esta gráfica es posible observar variaciones entre los resultados de concentraciones para la metodología moderna y tradicional; sin embargo las variaciones son muy pequeñas y por lo tanto se pueden despreciar.



Gráfica 16. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 956.

La Gráfica 17 muestra los resultados de concentraciones en el tiempo para el Nudo 619, el cual es cercano a la PTAP Tibitoc. Esta gráfica muestra resultados muy similares a la Gráfica 9, por lo tanto las diferencias entre la modelación moderna y tradicional son despreciables.



Gráfica 17. Concentraciones de Cloro en el Tiempo para el Nudo 619.

En la Tabla 4 se muestran los promedios obtenidos de las concentraciones de cloro mediante las diferentes metodologías utilizadas. En este cuadro se puede observar la variación promedio que se presenta en los diferentes nudos; en este se muestra una vez más como para los nudos cercanos la variación es irrelevante.

| Metodología/Nudos | Modelación Moderna | | | Modelación Tradicional |
|-------------------|--------------------|----------|-----------|------------------------|
| | D. Mínima | D. Media | D. Máxima | |
| 905 | 0,16 | 0,12 | 0,11 | 0,07 |
| 659 | 0,19 | 0,18 | 0,17 | 0,16 |
| 2563 | 0,23 | 0,22 | 0,21 | 0,16 |
| 4679 | 1,47 | 1,47 | 1,47 | 1,47 |
| 956 | 1,52 | 1,52 | 1,52 | 1,52 |
| 619 | 1,53 | 1,53 | 1,53 | 1,53 |

Tabla 4. Concentraciones Promedio en los diferentes Nudos evaluados.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La modelación de calidad del agua es una de las mayores preocupaciones que actualmente existen en la sociedad debido a que una gran proporción de la población mundial muere por enfermedades relacionadas con la calidad del agua. Las metodologías utilizadas tradicionalmente para calcular las concentraciones de desinfectante que tienen en los diferentes puntos de la red usualmente no tienen en cuenta la condición hidráulica de las diferentes tuberías ya que para todas se supone un supuesto de mezcla completa. Sin embargo estudios recientes realizados por Lari, Reeuwijk y Maksimovic durante el 2009 y publicados en el 2010, indican que suponer esta condición no es correcto, ya que cada tubería tiene sus características particulares y por lo tanto las demandas que estas tendrán en sus paredes y que reaccionarán con el desinfectante serán diferentes para cada tubería.

Para evaluar el supuesto de mezcla completa en las tuberías o región de validez, Lari et al, 2010 desarrollaron simulaciones que permitían bajo conceptos hidráulicos determinar en qué zona de mezcla se encontraba cada una de las tuberías; por lo tanto se derivó una ecuación que determina bajo qué condiciones se considera una tubería bajo el supuesto de mezcla completa o no. Esta condición es:

$$Re_{K_w} < Re \cdot 10^{-6} \quad [80]$$

La Ecuación 80 representa la zona del supuesto de mezcla completa.

Evaluar el supuesto de mezcla completa en las RDAP permite determinar bajo qué condiciones se deberá modelar cada una de las tuberías y por lo tanto será posible obtener los valores reales de las concentraciones de cloro en cada punto de la red que se quiera considerar; gracias a esto se podrá eliminar la incertidumbre que existe al modelar la calidad del agua en las RDAP. Las condiciones bajo las cuales se determinó el coeficiente de decaimiento del cloro en la metodología tradicional corresponde a:

$$K = k_b + \frac{k_w k_f}{R_h(k_w + k_f)} \quad [81]$$

Y el modelo de equilibrio derivado por Lari et al, 2010 para la modelación moderna corresponde a:

$$K \propto \frac{\langle \bar{u} \rangle C_w k_w}{\langle \bar{u} \rangle C r_h \langle \bar{u} \rangle} \quad [82]$$

Por lo tanto en el caso de la modelación moderna el coeficiente de decaimiento del cloro es inversamente proporcional a la velocidad media en las tuberías, lo que significa que a una mayor velocidad se tendrá un menor coeficiente de decaimiento y por lo tanto los perfiles de concentraciones serán mayores que en los casos en que las velocidades sean mayores. Lo anterior se encuentra demostrado en los análisis ilustrados durante este proyecto ya que se encontró que para los momentos que las demandas en la red eran mínimas, los perfiles de concentración en los nudos fueron máximos. Lo anterior refleja el supuesto que hace la modelación moderna en el cual se deberá tener mayor cuidado en los casos que las velocidades y los Números de Reynolds sean mínimos ya que en estos casos el tiempo de contacto de la masa de agua con las paredes de las tuberías es mayor y de esta manera se espera una mayor constante de reacción o demanda por parte de la pared de la tubería.

La programación realizada en Excel permitió observar la gran importancia que tiene la modelación moderna, ya que se pudo observar que más del 50% de las tuberías se encuentran en el supuesto de mezcla completa quebrantado y por esta razón es erróneo modelarlos bajo la metodología tradicional; adicionalmente esta herramienta permitió determinar los errores relativos y la variación del coeficiente de decaimiento de la metodología moderna con respecto al coeficiente de decaimiento para la metodología tradicional.

Realizando un análisis detallado de la variación de los coeficientes de decaimiento resultantes de la metodología moderna se pudo determinar que estos coeficientes disminuyen bajo esta modelación y que aquellos que permanecen iguales a la M. Tradicional se mantienen en una línea de 45°. Por otro lado se pudo observar como a medida que se aumenta la demanda en la red, los

errores relativos que se encontraban por encima del 60% se disminuyeron hasta en un 11%, debido a que más tuberías se encontraban en el supuesto de mezcla completa.

La Red Matriz de Bogotá permite ejemplificar de manera adecuada una RDAP de gran magnitud y adicionalmente permite observar que sucedería en la modelación de calidad de agua de una red pequeña. Estos se deben a que al realizar la modelación de calidad de agua en una RDAP grande y analizar varios puntos de la red es posible observar lo que sucede para una red grande, teniendo en cuenta los puntos alejados de las fuentes de abastecimiento del agua potable y lo que podría suceder en una red pequeña, teniendo en cuenta los puntos cercanos a las fuentes de abastecimiento.

En el programa EPANET, se pudo determinar las concentraciones de cloro en cada uno de los puntos seleccionados previamente para el análisis; estos puntos correspondían a 3 nudos lejanos de las fuentes de abastecimiento y 3 puntos cercanos a las fuentes. Esta metodología fue utilizada con el fin de ejemplificar los resultados que se obtendrían para una RDAP pequeña y una RDAP grande.

Al introducir las nuevas constantes de reacción a EPANET se obtuvieron las concentraciones de los 6 nudos seleccionados para la metodología tradicional y las 3 concentraciones resultantes de los 3 periodos de demanda diferentes analizados en la metodología moderna. Para la metodología moderna se realizó un ajuste en el cual se promediaban las concentraciones de cloro obtenidas bajo los tres periodos de demanda. Al realizar este análisis se pudo observar que para los puntos cercanos a las fuentes de abastecimiento era irrelevante modelar la calidad del agua bajo la metodología moderna ya que los resultados eran iguales o variaban en cifras que no tendrían relevancia al momento de hablar de concentraciones de cloro.

Los nudos alejados de las fuentes mostraron una gran variación entre la metodología moderna y la tradicional, se observaron variaciones de aproximadamente 0,1 mg/l por encima de las concentraciones de la M. Tradicional en los perfiles de concentración, lo que puede significar que se sobreestime la cantidad de cloro que se añada a la red.

El análisis de calidad de agua mostró resultados claros en cuenta a la modelación que se debe realizar. Se mostró que el tipo de modelación de la calidad del agua que se debe realizar depende del tipo de RDAP que se esté evaluando, pues es claro que para pequeña RDAP es innecesario e irrelevante gastar tiempo y recursos en modelar bajo la metodología moderna. Sin embargo se demostró que para RDAP es necesario utilizar la metodología moderna ya que el no hacerlo puede mostrar resultados erróneos en los perfiles de concentración y por lo tanto se pueden tener problemas en cuanto a la salud pública de los usuarios finales de las redes de distribución de agua potable.

Finalmente se debe tener en cuenta que para la metodología moderna se utilizó una constante de reacción en la masa constante a lo largo de toda la tubería; por esta razón sería importante ver en estudios futuros si este supuesto si es correcto o si se debe reevaluar. Adicionalmente sería importante en estudios futuros determinar en qué momento las RDAP se consideran grandes o pequeñas; se deberá determinar qué cantidad de usuarios máximos comprenden una red pequeña de distribución. De esta forma se podría estandarizar los casos en que se utilicen la modelación moderna o tradicional conociendo los usuarios de la red.

6. BIBLIOGRAFÍA

Lari, K.S., M.ASCE, Reeuwijk, M.v., Maksimovic, C. (2010). Simplified Numerical and Analytical Approach for Solutes in Turbulent Flow Reacting with Smooth Pipe Walls. *Journal Of Hydraulic Engineering*, 626-632.

Lari, K.S., Reeuwijk, M.v., Maksimovic, C. (2010). A Study of wall demand in turbulent pipe flows. *Integrating Water Systems-Boxwall&Maksimovic*, 435-440.

Lari, K.S., Reeuwijk, M.v., Maksimovic, C. (2010). Is using a plane-channel geometry to model wall-demand in turbulent pipe flow justified?. *Integrating Water Systems-Boxwall&Maksimovic*, 441-445.

Lari, K.S., Reeuwijk, M.v., Maksimovic, C., Sharifan, S. (2010). Combined bulk and wall reactions in turbulent pipe flow: decay coefficients and concentration. *Editorial Manager (tm) for Journal of Hydroinformatics Manuscript Draft*. London: Imperial College.

Ramírez, A.P., & Saldarriaga, J.G. (2010). *Calidad del Agua en Redes de Distribución de Agua Potable: Comparación entre una Modelación Unidimensional Vs. una Modelación Bidimensional del Flujo*. Bogotá: Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental.

Hernández, M. J., & Saldarriaga, J.G. (2010). *Influencia de la fuente de carbono en el desarrollo de biopelículas y su efecto hidráulico en sistemas de distribución de agua potable*. Bogotá: Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental.

Notas Clase Potabilización. Plazas, Juan Guillermo. (2008) Notas clase. Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental.

Walski, T., Chase, D.V., Savic, D.A., Grayman, W., Beckwith, S., & Koelle, E. (2002). *Advanced Water Distribution Modeling and Management*. USA: Haestad Methods.

(Mutoti, G.I., Dietz, J.D., Arevalo, J.J. & Taylor, J. (2007) Combined chlorine dissipation: Pipe material, water quality and hydraulic effects. *Journal AWWA*. 96-106

Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Link Empresa. Recuperado en Octubre de 2011.
<http://www.acueducto.com.co/>

Incoprera, F.P., DeWitt D.P. *Fundamentos de transferencia de calor*. México: Prentice Hall 1999.
Recuperado en Octubre de 2011. <http://books.google.com>.

DANE, *Proyecciones de Población*, Recuperado Noviembre de 2011.
http://www.dane.gov.co/files/investigaciones/poblacion/proyepobla06_20/7Proyecciones_poblacion.pdf.

Saldarriaga, Juan G. *Hidráulica de Tuberías. Abastecimiento de Agua, Redes, Riegos*. Bogotá: Alfaomega 2007. ISBN 978-958-682-680-8.

Grupo REDSHIP. (1994). *Manual del Usuario. EPANET 1.1*. Cincinnati, Ohio.

Grupo REDSHIP. (2002). *Manual del Usuario. EPANET 2.0 en Español*. Valencia.

Clark, R.M, M.ASCE, Haught, R.C. (2005). Characterizing Pipe Wall Demand: Implications for Water Quality Modeling. *Journals Of Water Resources Planning And Management*, 208-217.

Yamanaka, V.H., Cortés, F.I., Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Comisión Nacional del Agua. (2004). Decaimiento del Cloro por Reacción con el Agua en Redes de Distribución. *Ingeniería Hidráulica En México*. Vol XIX, Num 1, 41-51.

Rodríguez, M. J., Rodríguez, G., Serodes, J., & Sadiq, R. (2007). Subproductos de la desinfección del agua potable: Formación, aspectos sanitarios y reglamentación. *Interciencia*, Vol 32. 749-756.

Lu, J., Zhang, T., Ma, J., Chen, Z., (2009). Evaluation of disinfection by-products formation during chlorination and chloramination of dissolved natural organic matter fractions isolated from a filtered river water. *Journal Of Hazardous Materials*, 140-145.

Amr, S.S.A., Yassin, M.M. (2008). Microbial contamination of drinking water distribution system and its impact on human health in Khan Yunis Governorate, Gaza Strip: Seven years of monitoring (2000-2006). *The Royal Institute of Public Health*, 1275-1283.

Besner, M.C., Prevost, M., Regli, S. (2011). Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: Conceptual model, available data and challenges. *Journal Of Water Research*. 961-979.

Yassin, M.M., Amr, S.S.A., Al-Najar, H.M. (2006). Assessment of microbiological water quality and its relation to human health in Gaza Governorate, Gaza strip. The Royal Institute of Public Health, 1177-1187.

Causes of death 2008: data sources and methods. (2011) Organización Mundial de la Salud (OMS): Departamento de Estadística e Información en Salud. Genova.

Alcocer Yamanaka, V., & Arreguín Cortés, F. (2004). Modelo de calidad del agua en redes de distribución. *Ingeniería Hidráulica en México*, 77-88.

Tzatchkov, V. (SEPT/DIC 1996). Modelo numérico del decaimiento del cloro en redes de agua potable con flujo no permanente. *Ingeniería Hidráulica en México*, 53-60.

Proyecto de Investigación sobre la esqueletización de Redes de Distribución de Agua Potable RDAP. Informe sobre la metodología de esqueletización del agua del modelo esqueletizado. (2010) Bogotá: Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental. Centro de Investigaciones en Acueductos y Alcantarillados- CIACUA.

Shang, F., & Uber, J. G. (JUL/AGO 2007). Calibrating Pipe Wall Demand Coefficient for Chlorine Decay in Water Distribution System. *Journal of Water Resources Planning and Management ASCE*, 363-372.

Vasconcelos, J. J., Rossman, L. A., Grayman, W. M., & Boulos, P. F. (Jul 1997). Kinetics of Chlorine Decay. *American Water Works Association*, 54-65.

Rossman, L.A., Clark, R.M. & Grayman, W.M. (1994) Modeling Chlorine Residual in Drinking Water Distributing Systems. *Journal Of Environmental Engineering*, vol 120, 803-820.