

Efecto de la redundancia de redes de distribución en el cloro residual y en la vida media del agua en la red.

“XII Simposio Iberoamericano sobre planificación de sistemas de abastecimiento y drenaje”

Daniela Rincón (1), Juan Saldarriaga (2)

(1) Investigador, Centro de Investigaciones en Acueductos y Alcantarillados de la Universidad de los Andes (CIACUA), Carrera 1 No. 18ª-10, Bogotá, Colombia, Teléfono: 3394949 Ext:2819, Email: d.rincon52@uniandes.edu.co. Teléfono: 3394949 Ext: 3521

(2) Profesor Titular, Centro de Investigaciones en Acueductos y Alcantarillados de la Universidad de los Andes (CIACUA), Carrera 1 No. 18ª-10, Bogotá, Colombia, Teléfono: 3394949 Ext:3521, Email: jsaldarr@uniandes.edu.co. Teléfono: 3394949 Ext: 3282

RESUMEN

Esta investigación tuvo como objetivo analizar el efecto que tiene la redundancia de redes de distribución, la variabilidad en longitudes de los tubos, los cambios de demandas y los cambios de presión en los parámetros de calidad del agua medidos a través de la concentración de cloro residual. Para la modelación de ésta calidad se hizo uso del modelo tradicional y el modelo moderno de flujo bidimensional.

Se encontró que al aumentar la redundancia de las redes la concentración de cloro promedio disminuye, la vida media del agua aumenta y las tuberías tienden hacia la región de Supuesto de Mezcla Completa Quebrantado del modelo bidimensional.

Palabras claves: Redes de distribución, redundancia, calidad del agua, vida media del agua, flujo bidimensional.

ABSTRACT

This research project aims to analyze the effect of the water distribution network redundancy, variability of lengths of pipelines, changes in demands at the nodes and pressure changes in water quality parameters measured with the chlorine concentration. This was obtained by the traditional model and the modern model of two-dimensional flow, including the water age.

When the water distribution network redundancy increases the average chlorine concentration decreases, the half-life of water increases and the pipelines tends toward the region where the Well-Mixedness Assumption is not valid.

Key words: Water distribution systems, water distribution network redundancy, Water quality Chlorine residuals, water age, two-dimensional flow

SOBRE EL AUTOR PRINCIPAL

Daniela Rincón: Actualmente se encuentra realizando maestría en Ingeniería Civil en el área de Recursos Hídricos e Hidroinformática en la Universidad de los Andes, Colombia. Obtuvo su título de pregrado en la misma universidad en Ingeniería Ambiental en el año 2012. Trabaja como investigadora en el Centro de Investigación en Acueductos y Alcantarillados (CIACUA) del Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad de los Andes.

ANTECEDENTES E INTRODUCCIÓN

En el proceso de potabilización del agua en las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP), el cloro es el agente desinfectante más utilizado. Una de las razones se debe a su característica de permanecer en el agua como cloro residual a través de un sistema de distribución. Adicionalmente, las concentraciones del cloro permiten determinar la calidad del agua en su recorrido, desde que deja la planta de tratamiento hasta que llega a los usuarios, y controlar que estas concentraciones estén dentro unos rangos establecidos. Sin embargo, durante el recorrido del agua en la red de distribución, se puede presentar un deterioro de la calidad de ésta, ya que existe un decaimiento del cloro residual al reaccionar con la pared de las tuberías, tanques y con el agua en sí.

En ese sentido, es necesario mantener un cierto nivel de desinfección en las redes de distribución. Para garantizar que esto se cumpla, se emplean modelos computacionales de simulación de calidad del agua, los cuales han venido adquiriendo cada vez mayor importancia por su aproximación a la realidad sin tener que realizar monitoreos periódicos del desinfectante en cada punto de la red, lo que resultaría bastante costoso e imposible de realizar.

La mayoría de los modelos computacionales, entre ellos el programa REDES (CIACUA, 2009), usados comúnmente para modelar la tasa de reacción o decaimiento del cloro (K) debido a la demanda de pared (K_w), suponen una mezcla completa a través de la sección transversal del fluido en las tuberías, con flujo unidimensional al considerar las tuberías como objetos unidimensionales y un decaimiento exponencial del soluto. No obstante, el suponer cada tubería como elemento unidimensional puede resultar en cambios en la tasa de decaimiento del soluto, ya que los perfiles de velocidad y de difusión turbulenta pueden variar en cualquier dirección en el caso de presentarse flujos turbulentos. Asimismo el suponer una mezcla completa del fluido también puede conducir a errores en la modelación, ya que dicha suposición, no tiene en cuenta el efecto de la capa límite turbulenta en la tasa de transferencia de masa ni las variaciones en concentraciones del soluto que se pueden presentar a lo largo de la sección transversal de la tubería.

Estudios recientes plantean un flujo bidimensional (método moderno) para lograr establecer un rango

de parámetros en donde el sistema turbulento tiene un supuesto de mezcla completa y en donde la influencia de las capas límite y la falta de uniformidad en el perfil de concentración a través de la sección transversal son insignificantes (Sookhak, Reeuwijk, & Maksimovic, 2010).

De otro lado, la redundancia (cantidad de tuberías en las redes de distribución) y características de las redes tienen efecto sobre la tasa de reacción del cloro (K). Para ello, este parámetro se calcula utilizando el método moderno y tradicional de modelación del decaimiento o crecimiento del cloro. El primero, tiene en cuenta el efecto de la capa límite turbulenta por lo que se plantea un flujo bidimensional para establecer un rango de parámetros en donde el sistema turbulento tiene un supuesto de mezcla completa, mientras que el método tradicional supone una mezcla completa en las tuberías con flujo unidimensional y un decaimiento exponencial del soluto.

En este artículo se analiza el efecto que tiene la redundancia de redes de distribución, los cambios de longitudes de los tubos de las redes y cambios de demandas base, en la concentración de cloro residual, en la vida media del agua y en el modelo de flujo bidimensional a partir de simulaciones llevadas a cabo en tres redes hipotéticas (Red Tipo 1, Red Tipo 2 y Red Tipo 3).

BASE CIENTÍFICO - TEÓRICA

Modelo Tradicional de Calidad del Agua: Modelación unidimensional del flujo

La forma tradicional de modelar la calidad del agua, incluyendo la forma en que modela el programa REDES (CIACUA, 2009) que se utiliza en el presente proyecto, es suponiendo una mezcla completa del soluto (caso del cloro) a través de su transporte por las tuberías de la red, de forma que las tuberías se modelan como objetos unidimensionales. Por lo tanto, las tasas de decaimiento son deducidas empíricamente y se da un decaimiento exponencial del soluto.

Las ecuaciones que gobiernan las variaciones de tiempo y espacio se basan en el principio de conservación de la masa (teniendo en cuenta la mezcla en los nudos, el transporte convectivo de tuberías y mezclas en tanques) acoplado con la cinética de reacción.

Desarrollo del modelo matemático de decaimiento de cloro en tuberías

Las reacciones químicas son función de la concentración de cloro (para este caso), de la tasa de reacción y del número de orden de la reacción. La forma general de expresar la tasa de reacción es:

$$\frac{\partial C}{\partial T} = \pm K C^n \quad (1)$$

donde, C es la concentración de cloro, t es el tiempo, K es la tasa de reacción global y n es el orden de la reacción. El cloro y otros desinfectantes están gobernados por un decaimiento de primer orden.

$$\frac{\partial C}{\partial T} = -KC \quad (2)$$

Reordenando se tiene:

$$\frac{\partial C}{C} = -K \partial T \quad (3)$$

Integrando se tiene:

$$\int_{C_0}^C \frac{\partial C}{C} = -K \int_0^T \partial T \quad (4)$$

Resolviendo

$$\ln \frac{C}{C_0} = -KT \quad (5)$$

Despejando para la concentración en cualquier tiempo se tiene:

$$C = C_0 e^{-KT} \quad (6)$$

Adicionalmente K depende del coeficiente de reacción de la pared (K_w), de la velocidad media del agua (\bar{u}) y del diámetro de la tubería (D) como se expresa en la siguiente ecuación (Sookhak, Reeuwijk, & Maksimovic, 2009):

$$K = \frac{K_w \times 4}{\langle \bar{u} \rangle \times D} \quad (7)$$

La modelación tradicional de la calidad del agua se realizó tomando como constantes el coeficiente de

reacción en la pared (K_w) con un valor de **0,15 m/día** y el coeficiente de reacción en el cuerpo de agua (K_b) con un valor de **0,55 /día**.

Las reacciones en la pared de la tubería ocurren porque las sustancias disueltas que fluyen en las tuberías, pueden tener contacto con la pared de las mismas y reaccionar con los materiales. Para una reacción de primer orden, la velocidad de reacción de pared se puede expresar de la siguiente forma:

$$r = \frac{2K_w K_f C}{R(K_w + K_f)} \quad (8)$$

donde r es la velocidad de reacción en la pared de la tubería, K_w es la constante de reacción en la pared (longitud/tiempo), C es la concentración de cloro (masa/volumen), R es el radio de la tubería y K_f es el coeficiente de transferencia de masa (longitud/tiempo) el cual se puede expresar en función del número dimensional de Sherwood (Sh) de la siguiente forma:

$$K_f = \frac{Sh * d}{D} \quad (9)$$

donde Sh es el número de Sherwood (adimensional), D es el diámetro de la tubería (longitud) y d es la difusividad molecular del reactivo (longitud²/tiempo). El número de Sherwood (Sh) es empleado para procesos de transferencia de masa, simbolizando el cociente entre la transferencia de masa por convección y difusión. Su valor depende del régimen en que se encuentre el flujo y se expresa de la siguiente forma (Rossman et al., 1994; Haas et al., 2002):

En régimen estacionario ($Re < 1$)

$$Sh = 2 \quad (10)$$

En régimen turbulento ($Re > 2300$)

$$Sh = 0,023 * Re^{0,83} * \left(\frac{v}{d}\right)^{0,333} \quad (11)$$

En régimen laminar ($1 < Re < 2300$)

$$Sh = 3,65 + \frac{0,0668 \left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)}{1 + 0,04 \left[\left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)\right]^{2/3}} \quad (12)$$

Modelo Moderno de Calidad del Agua: Modelación bidimensional del flujo

Los modelos existentes de demanda en la pared suponen una mezcla completa del flujo, y es por esto que no consideran ninguna variación en la concentración, a lo largo de toda la sección transversal de la tubería. Sin embargo la forma moderna de modelar la calidad del agua en las redes de distribución, a diferencia del la forma tradicional, sí tiene en cuenta el efecto de la capa límite turbulenta, por lo que se plantea un flujo bidimensional para establecer un rango de parámetros en donde el sistema turbulento tiene un supuesto de mezcla completa. Al no tener en cuenta el efecto de la capa límite turbulenta en la derivación de las tasas de transferencia de masa, se puede afectar el supuesto de mezcla completa y en consecuencia los resultados de la modelación también se pueden ver afectados. Por tal razón, es que se desarrolla el estudio en cuanto al modelo moderno de calidad del agua presentado por Sookhak, Reeuwijk, & Maksimovic en el año 2009.

En la Figura 1 se presenta un diagrama de (Re, Re_{Kw}) , en el cual se indica la región en la cual el supuesto de mezcla completa es válido y también se observa algunas mediciones de Rossman (2006) y Mutati et al. (2007) para el decaimiento de cloro. Los resultados de esta gráfica muestran que el supuesto de mezcla completa enfrenta algunas situaciones críticas en el decaimiento del cloro debido a la demanda en la pared (Sookhak et al. 2009).

Adicionalmente mediante la Figura 1, se puede verificar fácilmente en que situaciones se aplica el modelo tradicional de calidad de agua o si se debe tener en cuenta la modificación presentada por Sookhak et al. 2009. Incluso, esta gráfica enfatiza la importancia de las desviaciones en los perfiles de concentración. Los perfiles de concentración son importantes en aquellos fenómenos que se encuentran directamente relacionados con la concentración local, como son formación de biopelícula y corrosión.

Si los parámetros del problema se encuentran en la región donde el supuesto de mezcla no es válido, el modelo de equilibrio puede definir las desviaciones de concentración en el corte transversal mediante la Figura 2.

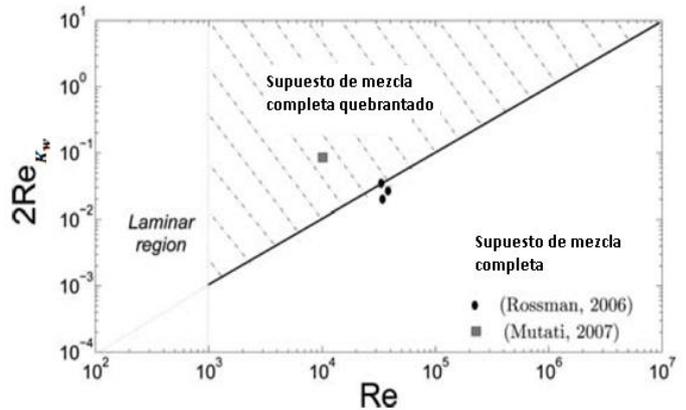


Figura 1. Región de validez para modelo de calidad de agua (Sookhak, Reeuwijk, & Maksimovic, 2010).

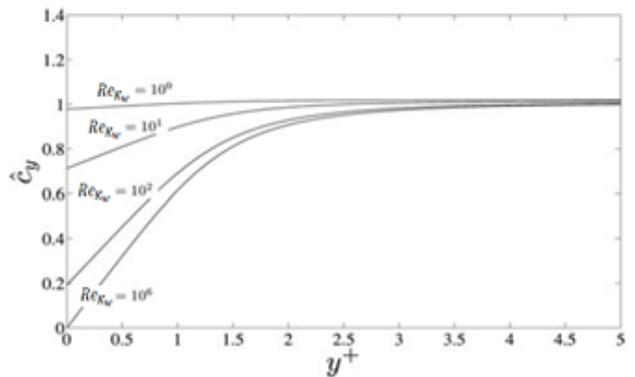


Figura 2. \hat{C}_y Como función de y^+ para varios Re_{Kw} (Sookhak, Reeuwijk, & Maksimovic, 2010).

El procedimiento para realizar la gráfica de región de validez para cada tubería se muestra a continuación.

Primero se haya el número de Reynolds (Re) mediante la siguiente ecuación:

$$Re = 2 \frac{\langle \hat{u} \rangle \delta}{\nu} = \frac{\langle \hat{u} \rangle D}{\nu} \quad (13)$$

donde, D es el diámetro de la tubería y ν es la viscosidad cinemática del agua [$1,14 * 10^{-6} \text{ m}^2/\text{seg}$ a 15°C].

Luego se haya Re_{Kw} el cual, como se había dicho anteriormente, puede ser interpretado como un valor adimensional que representa la demanda en la pared de una tubería con radio y características del fluido fijas.

donde K_w es el coeficiente de demanda en la pared , δ es el radio de la tubería y ν es la viscosidad cinemática del agua [$1,14 * 10^{-6} \text{ m}^2/\text{seg}$ a 15°C].

$$Re_{K_w} = Sh Sc^{-1} = \frac{K_w \delta}{\nu} \quad (14)$$

Se calcula $2Re_{K_w}$ simplemente multiplicado por 2 el valor obtenido en la ecuación anterior.

$$2Re_{K_w} = 2 \frac{K_w \delta}{\nu} \quad (15)$$

Ahora bien, se grafica Re contra $2Re_{K_w}$ y se dibuja la línea que define el límite superior $Re_{K_w,M}$ para el cual el flujo puede ser considerado como completamente mezclado y también se dibuja una línea vertical que establece el límite en que el flujo se comporta con régimen laminar.

$$Re_{K_w,M} = 10^{-6} Re \quad (16)$$

Por lo tanto, las tuberías se encuentran en el supuesto de mezcla completa cuando:

$$Re < 2000 \quad (17)$$

$$2Re_{K_w} < Re * 10^{-6} \quad (18)$$

Dependiendo de la región en que se encuentren las tuberías (región de validez o quebrantada) se utiliza una ecuación diferente para calcular el coeficiente de decaimiento (K). Para las tuberías que se encuentran en la región de supuesto de mezcla completa se usa la Ecuación 7.

Para las tuberías que se encuentran en la región de supuesto de mezcla completa quebrantado se usa la ecuación del coeficiente de decaimiento del método moderno como se expresa a continuación:

$$K = \frac{K_w}{r_H \langle \bar{u} \rangle \left(1 + K_{wA}^{-1} \frac{K_w}{\langle \bar{u} \rangle} \right)} \quad (19)$$

$$K_{wA} = \frac{9 \sqrt[3]{b}}{2\pi \sqrt[3]{3} Sc^{2/3} \langle \bar{u} \rangle} u_\tau \quad (20)$$

donde, u_τ es la velocidad de fricción (LT^{-1}), r_H es el radio hidráulico y $b = 9,5 * 10^{-4}$.

METODOLOGÍA

Se utilizó el programa REDES, programa creado en la Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia (1988), para la simulación hidráulica, utilizando el método del gradiente hidráulico, y la simulación de la calidad de agua, basándose en ecuaciones de conservación de la masa y cinética de reacciones del cloro. Estas simulaciones se llevaron a cabo en tres redes hipotéticas (Red Tipo 1, Red Tipo 2 y Red Tipo 3) con las siguientes características:

- Se supuso una densidad de población de 450 habitantes por hectárea y un consumo de 250 litros por habitante por día.
- Se utilizó PVC ($ks=0.0015 \text{ mm}$) como material de las tuberías.
- Presión mínima de 10 mca.
- Temperatura de 20°C .
- Altura del tanque de suministro de 30 m.
- La estimación de las demandas en los nodos se determinó mediante el método de las áreas.
- El funcionamiento de la red es por gravedad.
- Topografía completamente plana.

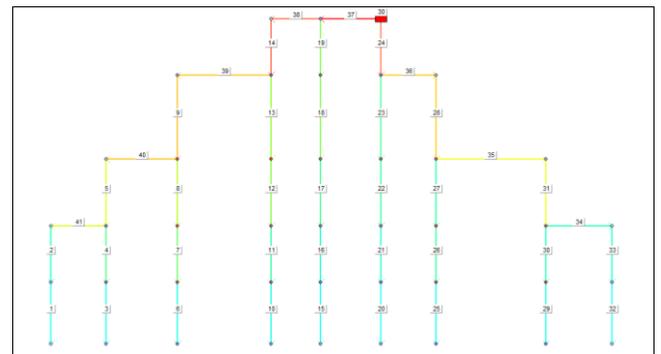


Figura 3. Red Tipo 1.

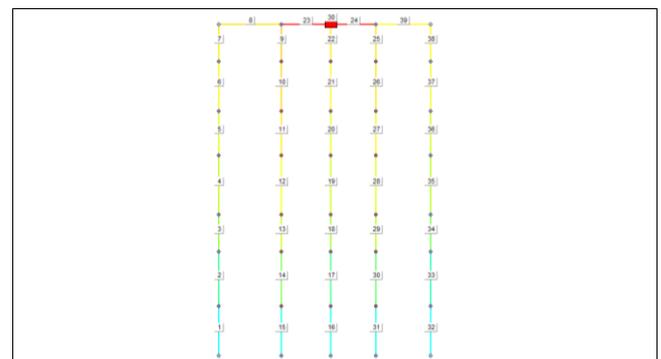


Figura 4. Red Tipo 2.

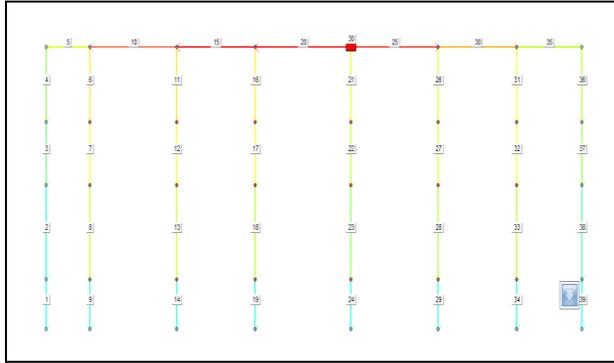


Figura 5. Red Tipo 3.

Cada una de las redes presenta 10 modelos diferentes que corresponden a diferentes redundancias (número de tuberías). Adicionalmente, se realizaron modificaciones para cada red y sus respectivos modelos en las longitudes de las tuberías (multiplicando cada longitud por 10), en las demandas de los nudos (multiplicando cada demanda por 10) y en la combinación de longitudes y demandas aumentadas por 10. Por último, fue necesario volver a diseñar las redes con una presión mínima de 15 mca (metros de columna de agua) ya que al aumentar las longitudes y demandas las presiones pueden ser negativas.

Modelo Tradicional de Calidad del Agua: Modelación unidimensional del flujo

La modelación tradicional de la calidad del agua se realizó mediante el programa REDES, tomando como constantes el coeficiente de reacción en la pared (K_w) con un valor de $0,15 \text{ m/día}$ y el coeficiente de reacción en el cuerpo de agua (K_b) con un valor de $0,55 \text{ /día}$. Estos valores son valores típicos en la modelación tradicional de la calidad del agua.

Adicionalmente, en el análisis de calidad del agua en las redes de distribución de agua potable, es de gran importancia determinar los nudos que presentan la concentración máxima y la concentración mínima. Por esta razón se calcula la diferencia entre la concentración máxima y mínima de cada nudo para así evidenciar los efectos que tiene el cambio de redundancias en la sensibilidad de este parámetro.

Para cada red se obtienen las concentraciones obtenidas con las presiones originales y las obtenidas al modificar las presiones en los casos de longitudes y demandas aumentadas, ya que al establecer las presiones con un mínimo de 15 mca

(para que no den negativas) y manteniendo el mismo caudal, el programa REDES aumenta el diámetro de las tuberías por lo que las concentraciones asimismo se ven modificadas.

A fin de evaluar el comportamiento que tiene la calidad del agua dentro de las redes de distribución en relación con la redundancia de las redes, es necesario además introducir el cálculo de la calidad promedio mediante la siguiente ecuación:

$$C = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \times Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (21)$$

donde C_i corresponde a la concentración en el nudo i de la red y Q_i corresponde al caudal demandado en el nudo i .

Modelo Moderno de Calidad del Agua: Modelación bidimensional del flujo

Con el objetivo de verificar en que situaciones se aplica el modelo tradicional de calidad de agua o si se debe tener en cuenta la modificación presentada por Sookhak et al. 2009, se realizan las gráficas de región de validez (ver Figura 1) para las tres redes.

Ahora bien, a las tuberías que se encuentran en la región de supuesto de mezcla completa se les conserva el coeficiente de reacción de la pared (K_w) establecido para el presente proyecto ($0,15 \frac{\text{m}}{\text{día}}$), mientras que a las que se encuentran en la región de supuesto de mezcla completa quebrantado se les calcula el nuevo coeficiente de reacción de la pared (K_w) mediante la siguiente expresión:

$$K_w = K \times \langle \bar{u} \rangle \times r_H \quad (22)$$

donde el coeficiente de decaimiento (K) es el calculado mediante la Ecuación 19.

Una vez se tienen los nuevos coeficientes de reacción de la pared (K_w) de las tuberías de las redes, éstos se ingresan al programa REDES para calcular las concentraciones obtenidas por el modelo moderno y estas se comparan con las concentraciones obtenidas por el modelo tradicional.

A fin de comparar las concentraciones obtenidas por el método moderno y por el método tradicional, se calcula el porcentaje de error entre estas mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Error} = \frac{|C_T - C_M|}{C_T} \times 100 \quad (23)$$

donde, C_T corresponde a la concentración de cloro obtenida por el método tradicional y C_M corresponde a la concentración de cloro obtenida por el método moderno.

Edad media del agua (Tiempo de retención)

La edad media del agua en las redes se define como el tiempo de retención del agua, es decir el tiempo en que el agua permanece en la red de distribución de agua potable.

Mediante la siguiente ecuación se calcula el tiempo de retención promedio para así evaluar el efecto que tiene sobre este la redundancia de las redes.

$$TR = \frac{\sum_{i=1}^n TR_i \times Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (24)$$

donde, TR_i es el tiempo de retención en el nudo i de la red y Q_i es el caudal demandado en el nudo i .

Densidad de población por nudos

Dentro del procedimiento general de diseño de los sistemas de distribución de agua potable, es fundamental estimar la población urbana para definir el nivel de complejidad del sistema y determinar los caudales que se deben emplear para lograr abastecer a toda la población. Igualmente es importante determinar la densidad de población por nudos ya que debe verificarse que estas densidades no superen las densidades de saturación previstas en el momento del diseño de las redes de distribución.

En el presente artículo se calcula la densidad poblacional para cada área aferente de los nudos de las redes. El procedimiento para dicho cálculo es el siguiente:

Cálculo de la demanda promedio

Se halla el caudal demandado promedio (\bar{Q}_D) en los nudos a partir del caudal demandado máximo ($Q_{D_{MAX}}$) (obtenido en el programa REDES) y un factor de mayoración de 1.8 como se expresa a continuación:

$$\bar{Q}_D = \frac{Q_{D_{MAX}}}{1.8} = \left[\frac{L}{s} \right] \quad (25)$$

Cálculo del volumen diario

$$V_{DIA} = \bar{Q}_D \times \frac{3600 \text{seg}}{1 \text{h}} \times \frac{24 \text{h}}{1 \text{día}} = \left[\frac{L}{d} \right] \quad (26)$$

Cálculo del número de habitantes

Para calcular el número de habitantes se debe establecer una dotación per cápita, por lo tanto se utiliza una dotación de $120 \frac{L}{\text{hab} \cdot \text{día}}$.

$$\#Hab = \frac{V_{\text{día}}}{120 \frac{L}{\text{hab} \cdot \text{día}}} \quad (27)$$

Cálculo de áreas aferentes

El cálculo de las áreas aferentes se realiza en el programa Arcview a partir de polígonos de Thiessen creados internamente por el programa. Para esto fue necesario crear polígonos alrededor de las redes ya que al ser hipotéticas no tienen áreas establecidas. Para pasar las redes del programa REDES a Arcview se realizaron los siguientes pasos:



Cálculo de densidad poblacional

Con las áreas aferentes de cada nudo obtenidas en Arcview, se calcula la densidad poblacional para cada área mediante la siguiente expresión:

$$\text{Densidad Poblacional} = \frac{\#Hab.}{\text{Area}} = \frac{\#Hab}{\text{km}^2} \quad (28)$$

RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

Modelo Tradicional de Calidad del Agua: Modelación unidimensional del flujo

Al obtener y comparar los promedios de las diferencias entre las concentraciones máximas y mínimas de las redes, con sus variaciones de demandas y longitudes, se puede observar que al aumentar las longitudes de las tuberías, estas diferencias aumentan debido a que la velocidad del agua en las redes disminuye, por lo que las concentraciones de cloro se vuelven más variables. Por el contrario, al aumentar las demandas en los nudos la velocidad del agua aumenta y por lo tanto las concentraciones se hacen más estables,

disminuyendo así su variabilidad (Ver Figura 6 y Figura 7).

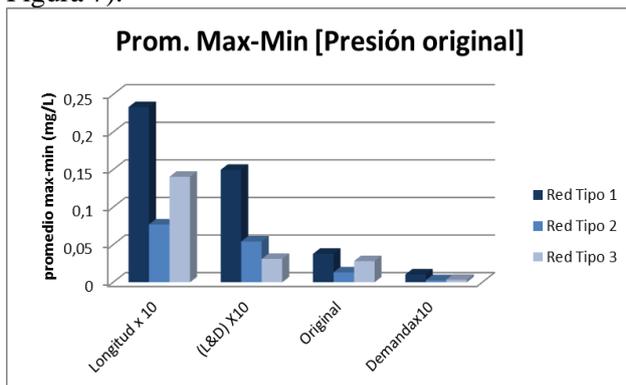


Figura 6. Promedio de diferencias entre la concentración máxima y mínima para las diferentes modificaciones de las redes con presión original.

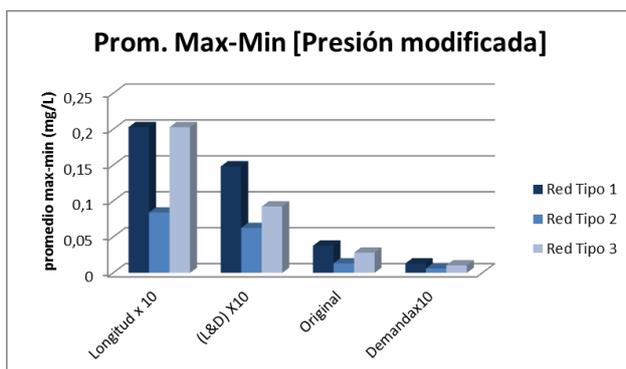


Figura 7. Promedio de diferencias entre la concentración máxima y mínima para las diferentes modificaciones de las redes con presión modificada.

Por otro lado, a fin de mostrar el efecto que tiene la redundancia en la concentración promedio de las redes, en la Figura 8 se presenta la gráfica de calidad promedio vs. número de tuberías para la Red Tipo 1.

Los resultados obtenidos indican una disminución en la calidad promedio del agua al aumentar la redundancia de la red, es decir al aumentar el número de tuberías (los mismos efectos se evidenciaron en la Red Tipo 2 y en la Red Tipo 3). Esto se debe a que al aumentar el número de tuberías y conservando el mismo caudal, la velocidad del flujo de agua disminuye aumentando así las reacciones del cloro en las paredes de las tuberías y en la masa de agua. Sin embargo, existen nudos en los que la concentración aumenta en vez de disminuir con la redundancia. Por lo tanto es de gran importancia analizar el comportamiento de la

calidad del agua nudo a nudo y determinar los nudos que presentan la máxima y la mínima concentración.

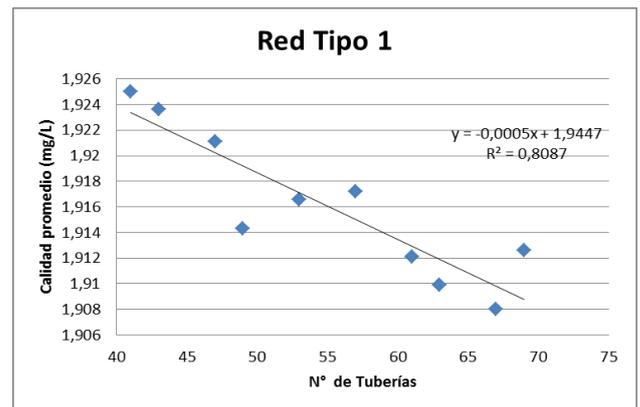


Figura 8. Calidad promedio vs. N° tuberías Red Tipo 1.

Adicionalmente se encontró que al aumentar las demandas base de los nodos, la calidad promedio aumenta y, por el contrario, al aumentar las longitudes de los tubos la calidad promedio disminuye (Ver Figura 9). Esto se debe igualmente al efecto que tiene la velocidad en la calidad del agua. Por un lado, al aumentar las demandas base de los nudos la velocidad del agua aumenta, mientras que al aumentar la longitud de las tuberías la velocidad del agua disminuye.

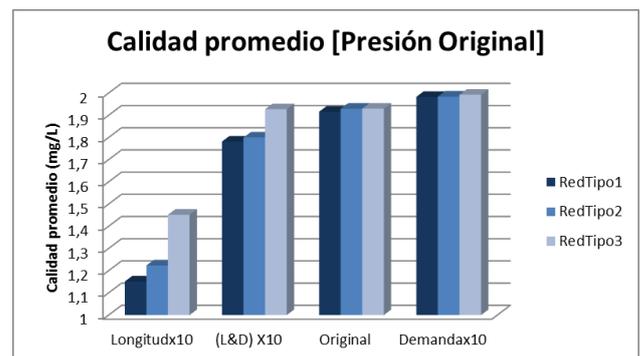


Figura 9. Calidad promedio para las diferentes modificaciones de la Red Tipo 1, la Red Tipo 2 y la Red Tipo 3 con presión original.

Ahora bien, comparando los resultados obtenidos con las presiones originales (negativas) y con las presiones modificadas (presión mínima de 15 mca), se encontró que la calidad promedio disminuye al modificar las presiones ya que la velocidad también disminuye.

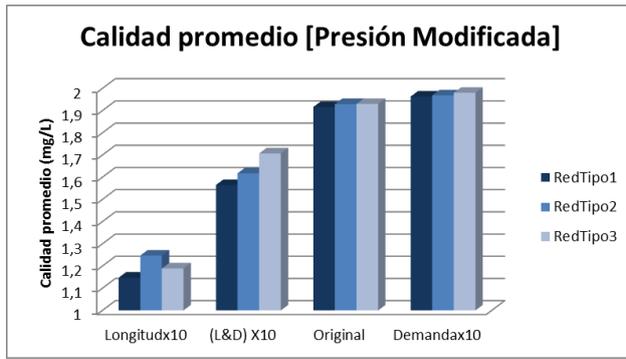


Figura 10. Calidad promedio para las diferentes modificaciones de la Red Tipo 1, la Red Tipo 2 y la Red Tipo 3 con presión modificada.

Modelo Moderno de Calidad del Agua: Modelación bidimensional del flujo

Una vez caracterizadas las redes de estudio a partir de la Figura 1, se obtuvo que al aumentar la redundancia en las redes y las longitudes de las tuberías, estas muestran mayor tendencia hacia la región de Supuesto de Mezcla Completa Quebrantado (Método moderno), mientras que al aumentar las demandas base de los nodos las tuberías muestran mayor tendencia hacia la región de Supuesto de Mezcla Completa (Método Tradicional). La Figura 11 corresponde a los resultados obtenidos en la Red Tipo 1. Los mismos efectos se evidenciaron en la Red Tipo 2 y en la Red Tipo 3. La razón de este efecto que tiene la redundancia y el aumento en las longitudes de las tuberías es que, al disminuir la velocidad con el aumento de tuberías y aumento de sus longitudes respectivamente, el flujo tiende más a comportarse con régimen laminar que turbulento por lo que se dificultan las mezclas completas de sustancias en el fluido.

Adicionalmente se encontró que con las presiones modificadas (aumentadas) el porcentaje de tuberías que violan el Supuesto de Mezcla Completa es mucho mayor que con las presiones originales, ya que al aumentar las presiones la velocidad disminuye.

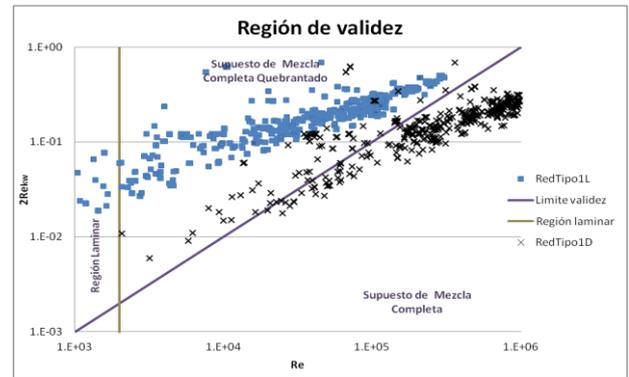


Figura 11. Región de validez para RedTipo1 con longitudes y demandas aumentadas.

Al comparar la calidad del agua obtenida mediante el modelo moderno y el modelo tradicional, se observa que a medida que aumenta la redundancia de las redes el error porcentual, calculado mediante la Ecuación 23, tiende a aumentar. Adicionalmente se puede evidenciar que bajo el modelo moderno la concentración es mayor a la obtenida por el modelo tradicional (Ver Figura 12). Esto se debe a que con el método moderno el consumo de cloro es menor, ya que los nuevos coeficientes de demanda en la pared (K_w) son menores en comparación con el K_w establecido para el modelo tradicional (0.15 m/día).

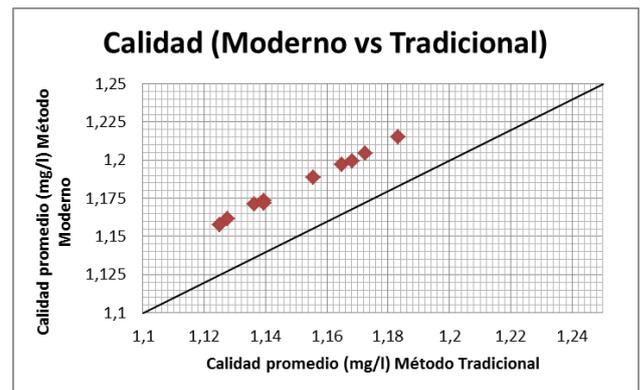


Figura 12. Comparación de la concentración de Cloro para cada configuración de redundancia, entre el método tradicional y moderno de Calidad de Agua de la Red Tipo 1L con presión original.

Edad media del agua (Tiempo de retención)

En relación con el tiempo de retención, se obtuvo un aumento de este al aumentar la redundancia de la red (Ver Figura 13). Este comportamiento se debe a que al aumentar el número de tuberías el agua debe recorrer una mayor longitud para llegar a ciertos nudos de la red, por lo que el agua permanecerá mayor tiempo en la red. Adicionalmente, se encontró

que al aumentar las demandas base de los nudos el tiempo de retención disminuye y, por el contrario, al aumentar las longitudes de los tubos el tiempo de retención aumenta (Ver Figura 14). Esto se debe a que al aumentar las demandas base de los nudos la velocidad del agua aumenta por lo que ésta permanece menos tiempo en la red, mientras que al aumentar la longitud de las tuberías la velocidad del agua disminuye aumentando así el tiempo de retención del agua en la red.

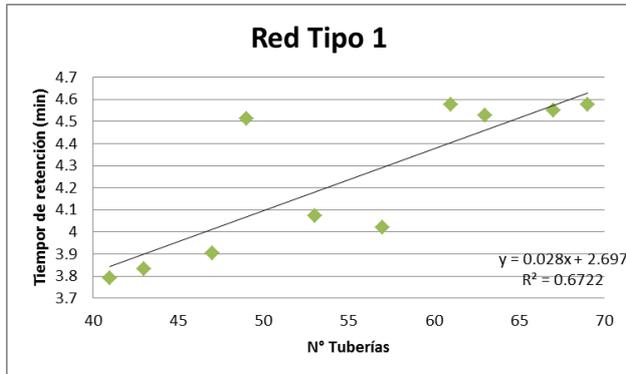


Figura 13. Tiempo de retención vs. N° tuberías Red Tipo 1.

Ahora bien, comparando los resultados obtenidos con las presiones originales (negativas) (Ver Figura 14) y con las presiones modificadas (presión mínima de 15 mca) (Ver Figura 15), se puede observar que el tiempo de retención promedio aumenta al modificar las presiones ya que la velocidad del agua disminuye (la relación velocidad y tiempo de retención es inversamente proporcional).

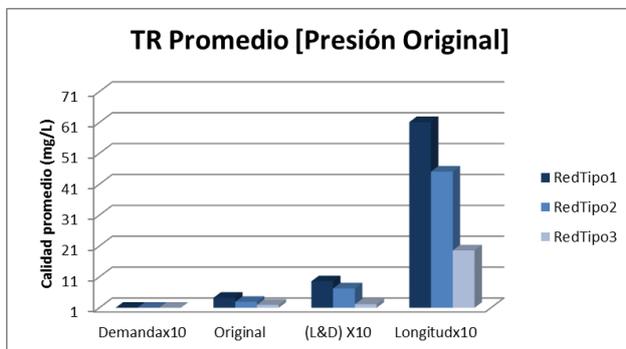


Figura 14. Tiempo de retención promedio para las diferentes modificaciones de la Red Tipo 1, la Red Tipo 2 y la Red Tipo 3 con presión original.

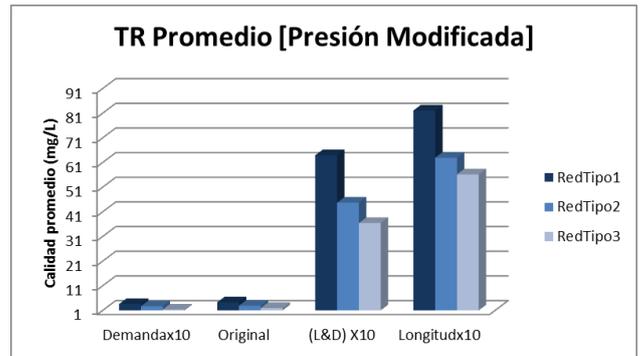


Figura 15. Tiempo de retención promedio para las diferentes modificaciones de la Red Tipo 1, la Red Tipo 2 y la Red Tipo 3 con presión modificada.

Densidad de población por nudos

Se obtuvo que al aumentar las longitudes de las tuberías la densidad poblacional promedio de los nudos disminuye ya que el área aumenta. Por el contrario, al aumentar las demandas base de los nudos la densidad poblacional promedio de los nudos aumenta; asimismo aumenta el volumen diario de agua y por lo tanto el número de habitantes por nudo. Adicionalmente se encontró que la redundancia no tiene efectos sobre las áreas aferentes de los nudos, por lo tanto se puede concluir que la redundancia de una red de distribución no afecta la densidad poblacional estimada para cada área aferente de los nudos de las redes.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Aunque se evidencia una tendencia en el decrecimiento de la calidad del agua con el aumento de la redundancia, en ciertos nudos de las redes no se cumple con esta disminución debido a que el posicionamiento de las nuevas tuberías influye de manera significativa en las variaciones de concentraciones. De igual manera ocurre con el tiempo de retención, que aunque es evidente una tendencia en el aumento de éste a medida que aumenta la redundancia de la red, en ciertas tuberías hay variaciones que no cumplen con esta tendencia.

Es necesario que se realice un análisis nudo a nudo de la calidad del agua, cuando se hacen aumentos en redundancias de las redes, para evitar disminuciones significativas de las concentraciones de cloro. El análisis mencionado es necesario ya que no necesariamente en los diseños más redundantes se presentan las mínimas concentraciones para cada

nodo y no necesariamente en los diseños menos redundantes se presentan las máximas concentraciones.

Las diferencias entre las concentraciones máximas y mínimas por cada nudo de los diferentes diseños de redundancias de las redes, aumentan al aumentar las longitudes de las tuberías, por el contrario al aumentar las demandas en los nudos estas diferencias disminuyen. Esto se debe a que la velocidad del agua influye en la variabilidad de las concentraciones de cada nudo.

Se puede concluir que a mayor redundancia de las redes y un aumento de longitudes de las tuberías, éstas muestran mayor tendencia hacia la región de Supuesto de Mezcla Completa Quebrantado. Mientras que al aumentar las demandas de los nudos, las tuberías muestran mayor tendencias hacia la región de validez del supuesto de mezcla completa.

En general se puede observar que, al aumentar las longitudes de las tuberías la densidad poblacional promedio de los nodos disminuye, mientras que al aumentar las demandas base de los nudos la densidad poblacional promedio de los nudos aumenta.

El método moderno del decaimiento del cloro demuestra que el Supuesto de Mezcla Completa no rige para un alto coeficiente de demanda de la pared de la tubería o para bajos números de Reynolds (Re). Por lo tanto al aumentar la redundancia en las redes, los números de Re disminuyen y las tuberías muestran mayor tendencia hacia la región de Supuesto de Mezcla Completa Quebrantado.

BIBLIOGRAFÍA

- Baldrich, L.F. (2010) Efecto de la redundancia de redes de distribución en el cloro residual y en la vida media del agua en la red. Bogotá: Universidad de los Andes. Bogotá D.C: Proyecto de grado, Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ing. Civil y Ambiental.
- Chapra, S. (1997) Surface water-quality modeling. United States: McGraw-Hill.
- Cortés Rivero, O. J. (2007). Modelación de la calidad de agua en sistemas de distribución de agua potable en período extendido. Bogotá D.C.: Trabajo de grado, Universidad de los Andes.
- Prieto, C. M. (2008). Comparación de los módulos de calidad de agua de REDES y EPANET en período extendido. Bogotá D.C.: Proyecto de grado, Universidad de los Andes.
- Ramírez, A.P. (2010). Calidad del Agua en Redes de Distribución de Agua Potable: Comparación entre una Modelación Unidimensional Vs. una Modelación Bidimensional del Flujo. Bogotá D.C: Proyecto de grado, Universidad de los Andes. Facultad de Ingeniería. Departamento de Ing. Civil y Ambiental.
- RAS Titulo b (2000). Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico. Bogotá D.C : Ministerio de Desarrollo Económico.
- Sanchez Orozco, C. A. (2001). Análisis de confiabilidad y costos en el diseño de redes de distribución de agua potable. Bogotá D.C.: Proyecto de grado, Universidad de los Andes.
- Sookhak, K., 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.
- Saldarriaga Valderrama, J. G. (2007). Hidráulica de tuberías: abastecimiento de agua, redes, riegos . Bogotá, D.C.: Alfaomega: Uniandes. ISBN: 978-958-682-680-8.