

**XXV CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA
SAN JOSÉ, COSTA RICA, 9 AL 12 DE SETIEMBRE DE 2012**

**EVALUACIÓN DEL MODELO BIDIMENSIONAL DE MODELACIÓN DE
LA CALIDAD DE AGUA EN REDES DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA
POTABLE VS. EL MODELO UNIDIMENSIONAL.**

Lina F. Baldrich¹ y Andrea P. Ramírez

¹Asistente Graduada, Centro de Investigaciones en Acueductos y Alcantarillados – Universidad de los Andes - Bogotá, Colombia
<l-baldri@uniandes.edu.co>, <ap.ramirez150@uniandes.edu.co>

RESUMEN:

El presente trabajo resume los resultados de la comparación entre un modelo unidimensional de modelación de la calidad de agua y el modelo bidimensional planteado por Kaveh Sookhak Lari, Maarten van Reeuwijk y Cedo Maksimovic. Para el desarrollo de éste se hizo uso de los programas computacionales REDES y EPANET con los cuales se pudo verificar que la modelación unidimensional es apropiada para simular el comportamiento de la calidad de agua en las redes de distribución para los casos estudiados, puesto que sobreestima las pérdidas del desinfectante residual de manera moderada, permitiendo un margen de confiabilidad en cuanto a la aplicación del mismo.

ABSTRACT:

This paper summarizes the results of the comparison between one-dimensional model of water quality and the two-dimensional model proposed by Kaveh Sookhak Lari, Maarten van Reeuwijk and Cedo Maksimovic. For the development of this paper computer programs EPANET and REDES were used with which it was possible to verify that one-dimensional model is appropriate to simulate the behavior of water quality in the cases studied of distribution networks, since it overestimates the loss of residual disinfectant, allowing a reliability- margin with regard to the application.

PALABRAS CLAVES: Modelo bidimensional; modelo unidimensional; reacción de pared; reacción de cuerpo; calidad de agua.

1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas de distribución de agua tienen como objetivo entregar agua potabilizada con ciertos estándares de calidad, como recurso indispensable para mantener la vida y componente primordial para lograr el desarrollo de los centros urbanos.

Es necesario entonces el uso de modelos que predigan y aproximen el comportamiento real de la calidad del agua dentro de los sistemas de distribución, como herramienta de apoyo al monitoreo, entendiendo la complejidad de su comportamiento por la existencia de diferentes caminos de flujo y tiempos de desplazamiento variables.

Con este estudio se determinó si el modelo bidimensional planteado por Kaveh Sookhak Lari, Maarten van Reeuwijk y Cedo Maksimovic modela con mayor fidelidad el comportamiento del cloro dentro de las RDAP, en comparación con la modelación incluida en los paquetes computacionales y por lo tanto si es pertinente modificar la forma en la cual los programas computacionales realizan este tipo de modelación.

El estudio se dividió en tres casos para su estudio; el primer caso en el cual la reacción del cloro con la pared de la tubería priman sobre las reacciones del cloro en la masa del agua, el segundo en el cual prima la reacción del cloro con la masa de agua y, finalmente una demanda combinada donde la reacción con la pared de la tubería y la reacción con la masa de agua se tienen en cuenta.

2. REDES DE PRUEBA

Para el desarrollo de este estudio se tuvieron en cuenta cuatro redes reales de municipios de Colombia como lo son: Candelaria, Andalucía Alta, La Cumbre y Ginebra. A continuación se muestran dos de las redes:

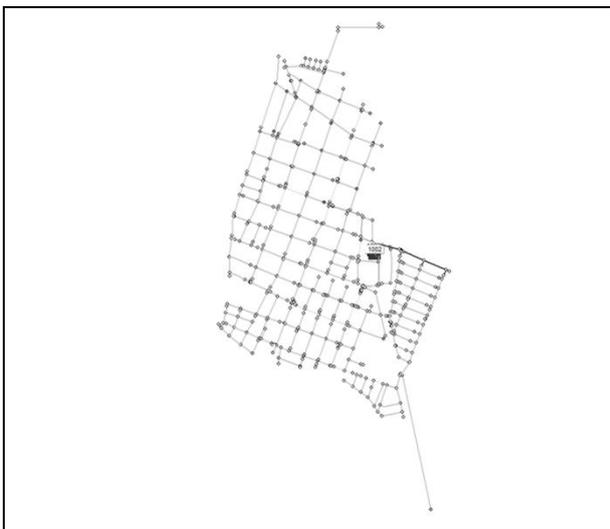


Figura 1.- Red Candelaria en el programa REDES.

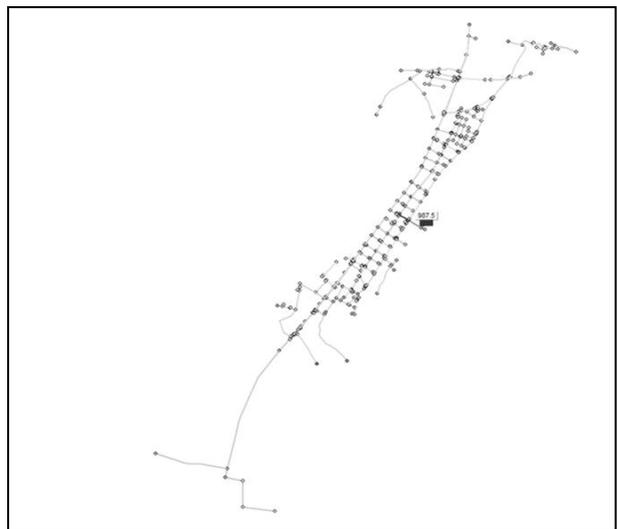


Figura 2.- Red Andalucía Alta en el programa REDES.

2.1 Red Candelaria

La Red Candelaria es una red del departamento del Valle del Cauca, en una zona de topografía bastante regular. Está conformada por 23300m de tubería abasteciendo 463 nudos con una demanda total de 49.53 l/s. Cuenta con dos tanques de abastecimiento con una altura piezométrica de 1002 m.s.n.m. y una diferencia de nivel con el nudo más elevado de 27 m.

2.2 Red Andalucía Alta

La Red Andalucía Alta está ubicada en el municipio de mismo nombre en zona rural del centro del departamento del Valle del Cauca. Está formada, aproximadamente, por 26400 m de tubería. Con una topografía irregular abastece 329 nudos con una demanda total de 20.2 l/s, desde un tanque de abastecimiento con una elevación de 987.5 m.s.n.m. y una diferencia de nivel con el nudo más elevado de casi 12 m.

A partir de estas redes, se procede a correr el programa REDES¹ para llevar a cabo la simulación hidráulica de la red necesaria para recalcular los coeficientes de decaimiento K_b y K_w siguiendo el planteamiento de Sookhak et. al. y se desarrolla el cálculo de la calidad de agua determinada, en este estudio, por la concentración de cloro residual dentro de la red.

Al llevar a cabo las modelaciones se procede a hacer un análisis comparativo entre los dos modelos, el modelo bidimensional planteado por Sookhak et. al. y el modelo tradicional incluido en la mayoría de los programas computacionales actuales.

3. MODELO DE SIMULACIÓN HIDRÁULICA

El modelo de simulación hidráulica hace referencia a la dirección del flujo, del extremo de mayor altura piezométrica al extremo de menor altura piezométrica. Existen diferentes métodos para llevar a cabo el análisis y el diseño de redes de distribución de agua potable.

Para el desarrollo de este proyecto se hizo uso del Método del Gradiente Hidráulico, desarrollado en su forma definitiva por Todini y Pilati (1987) en la Universidad de Newcastle upon Tyne. Éste es considerado un método híbrido porque combina las ecuaciones de conservación de energía para cada tubería de la red, con las ecuaciones de conservación de masa para cada nodo, partiendo de la suposición de un flujo permanente.

4. MODELO DE SIMULACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

En general el cloro reacciona con la masa de agua, las sustancias disueltas dentro de una red de distribución y con la pared de la tubería. Estas reacciones son de gran importancia, ya que determinan el comportamiento y la concentración de cloro presente en la red; siendo necesario tener en cuenta los coeficientes de decaimiento con la masa de agua (K_b) y el coeficiente de reacción con la pared de la tubería (K_w).

Es así, que la variación de la concentración se modela por medio de una cinética exponencial de orden n que es función de la concentración del sustrato y de la tasa de reacción:

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

donde K = Tasa de reacción y C = concentración

Esta tasa de reacción tradicionalmente se calcula siguiendo la siguiente expresión.

$$K = K_b + \frac{K_w * K_f}{r_H (K_w + K_f)} \quad (2)$$

donde K_f = Coeficiente de transferencia de masa desde el interior del fluido hacia las paredes y r_H = radio hidráulico, empleando valores constantes para K_b y K_w .

Dado que el modelo tradicional supone una concentración uniforme a lo largo de la sección transversal de la tubería, para llevar a cabo la modelación bidimensional planteada por Sookhak et. al., con las características hidráulicas y topológicas de la red se debe determinar la validez de este supuesto de mezcla completa para lo cual se dispone de la siguiente figura:

¹ El programa REDES es el resultado de diferentes investigaciones y estudios realizados en trabajos de grado del departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universidad de los Andes, a partir de 1988, bajo la asesoría del Ing. Juan G. Saldarriaga.

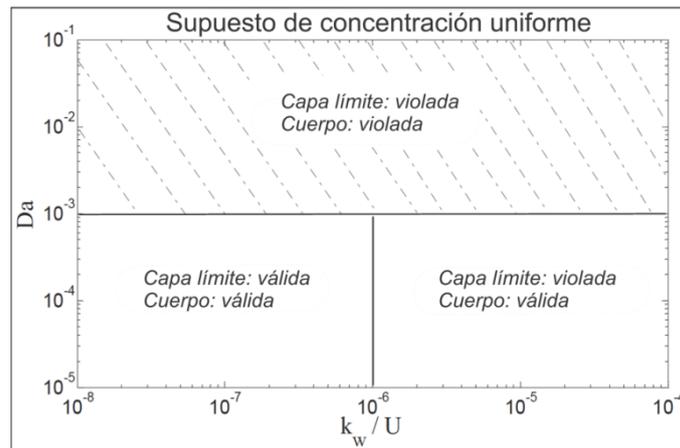


Figura 3.- Comparación de la concentración entre el modelo.

Para los casos en los que este supuesto se viole, se recalcula el coeficiente de decaimiento global de cloro para cada una de las tuberías, teniendo en cuenta la siguiente expresión:

$$K = \frac{K_w}{r_H \langle \bar{u} \rangle \left(1 + k_w^{-1} \frac{K_w}{\langle \bar{u} \rangle} \right)} \quad (3)$$

donde

$$k_w = \frac{9\sqrt{b}}{2\pi\sqrt{3}Sc^{2/3}} \frac{u_\tau}{\langle \bar{u} \rangle} \quad (4)$$

$\langle \bar{u} \rangle$ = velocidad; $b= 9,5 \times 10^{-4}$; Sc =Número de Schmidt; u_τ = Velocidad de fricción.

5. RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos para dos de las cuatro redes tomadas como caso de estudio.

5.1 Caso 1: Domina la demanda de pared

5.1.1 Red Candelaria

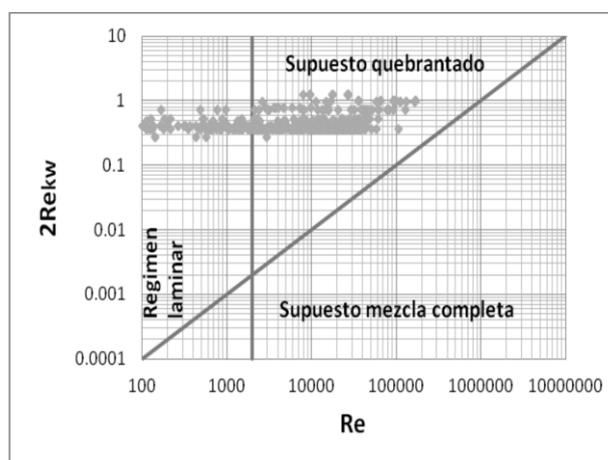


Figura 4.- Región de validez para el modelo de calidad de agua en la red Candelaria.

Para la red Candelaria se realizó el cálculo hidráulico de la red, obteniendo así los datos requeridos para el cálculo de la tasa de reacción por el método tradicional. De igual forma se hizo el cálculo de

los números de Re y Re_{Kw} para determinar la validez o no del supuesto de mezcla completa dentro de cada una de las tuberías que conforman la red de distribución, obteniendo la Figura 4, donde se observa que 144 de las 567 tuberías, se encuentran en el rango de régimen laminar (no hay mezcla) y las 423 tuberías restantes se encuentran en la región de supuesto de mezcla completa quebrantado y por tanto, para éstas, fue necesario recalcular tasa de reacción de cloro con la modificación planteada.

Al llevar a cabo las modelaciones por los dos modelos para la Red Candelaria, se revela como el modelo moderno presenta un consumo de cloro más moderado (Figura 5 y Figura 6).

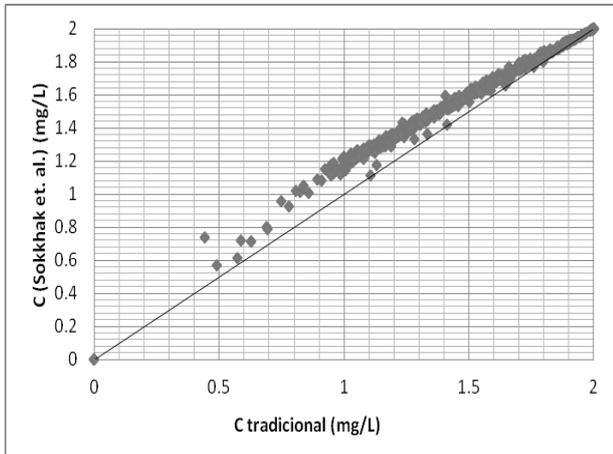


Figura 5.- Comparación de la concentración entre el modelo tradicional y el moderno. Red Candelaria.

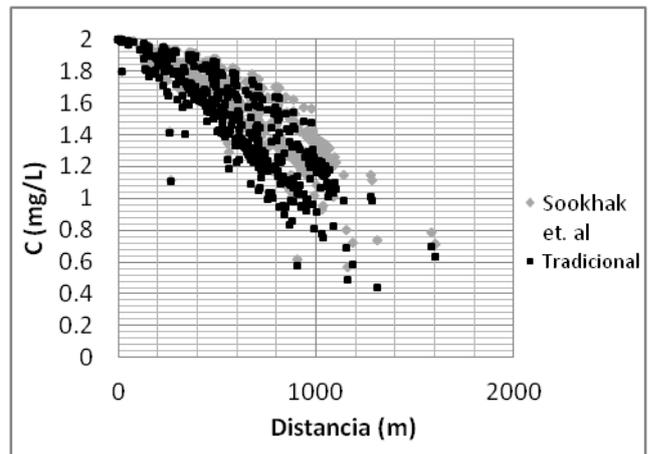


Figura 6.- Comparación de la concentración entre el modelo tradicional y el moderno. Red Candelaria.

Cabe destacar que aquellos puntos, en la Figura 5, que coinciden o están muy cerca de la recta de 45° son aquellos nudos ubicados muy cerca del tanque de abastecimiento, donde posiblemente la diferencia en las tasa de reacción no ha logrado generar un gran superávit de cloro.

5.1.2 Red Andalucía Alta

Se incluye dentro de esta sección el caso de la red de distribución de agua potable del municipio de Andalucía Alta puesto que cuenta con una topografía irregular.

En esta red el 34%, equivalente a 123 tuberías, se encuentran en régimen laminar y el 66% restante se encuentran en la zona de supuesto de mezcla quebrantado (Figura 7).

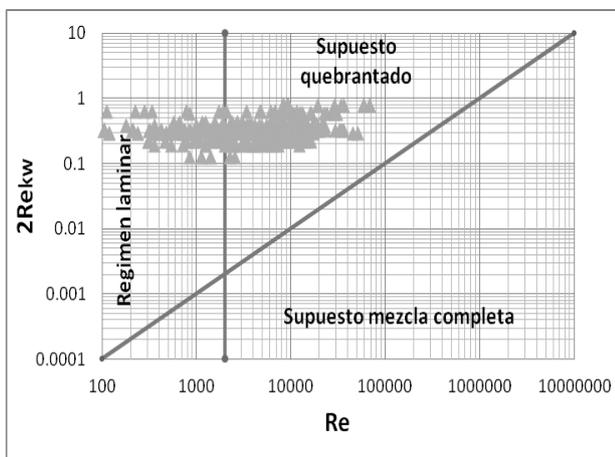


Figura 7.- Región de validez para el modelo de calidad de agua en la red Andalucía Alta.

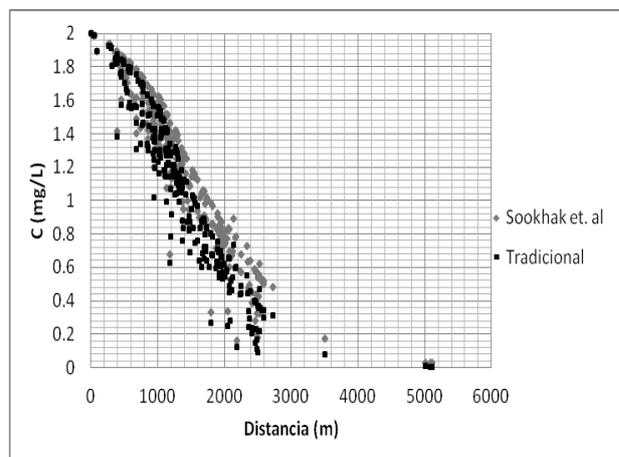


Figura 8.- Comparación de la concentración entre el modelo tradicional y el moderno. red Andalucía Alta.

En este caso, cuando se realiza la gráfica comparativa entre los dos modelos (Figura 8) se evidencia la tendencia acumulativa, con resultados mucho más claros que en el caso de la Red Candelaria. Es así que para nudos muy alejados de los tanques de almacenamiento, las diferencias porcentuales pueden llegar hasta el 90%, con una diferencia real en concentración cercana a los 0.05 mg/L, sin embargo la gran mayoría de los nudos presentan diferencias de concentración por debajo del 30%.

5.2 Caso 2: Domina la demanda de masa de agua

Para este caso, haciendo uso de los datos hidráulicos y topológicos obtenidos, se realiza el cálculo del número adimensional de Damköhler (Da)², obteniendo los siguientes resultados.

5.2.1 Red Candelaria

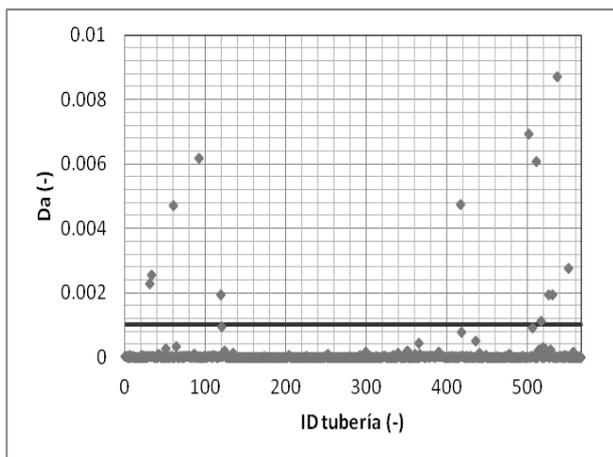


Figura 9.- Número adimensional Da para cada tubería. Red Candelaria.

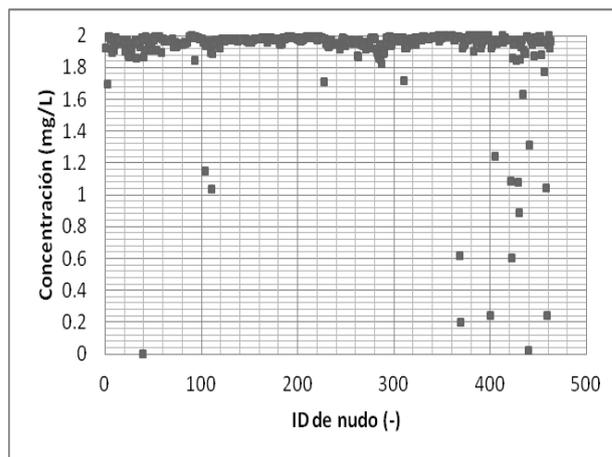


Figura 10.- Concentración de cloro para $K_b = 0.80161/día$ y $K_w = 0m/día$ por nudos. Red Candelaria.

Como se puede observar en la Figura 9, sólo 15 de las 567 tuberías que conforman la red de distribución de agua potable de Candelaria tienen un Da superior al establecido como límite para que el supuesto de perfil de concentración uniforme a lo largo de la sección transversal de la tubería aplique. Dado que esto equivale solamente al 2.6%, en este caso se supone que si la totalidad de las tuberías de la red cumplieran este parámetro y por tanto, no se recalcula la tasa de reacción, llevando a cabo la modelación de forma tradicional con $K_b = 0.80161/día$ y $K_w = 0m/día$.

Tras haber realizado la modelación de la calidad del agua, omitiendo las reacciones de pared, se obtiene la Figura 10 donde se observa que la concentración de cloro permanece prácticamente en 2 mg/L para la mayoría de los nudos de la red, lo cual implica que el consumo del mismo se da mayoritariamente en la superficie internas de las tuberías y no en la masa de agua.

Adicionalmente se observan algunos nudos en donde sí se presentan grandes variaciones de concentración; sin embargo todos estos nodos coinciden en estar ubicados al final o prácticamente al final de las líneas o ramas en la red; por tanto ese comportamiento atípico podría ser producto de los caudales tan bajos presentes en las últimas tuberías.

5.2.2 Red Andalucía Alta

Para el caso de la Red Andalucía Alta, sólo 6 de las 360 tuberías de la red sobrepasan el valor límite de 10^{-3} para la suposición de concentración uniforme. Dado que esto equivale solamente al 1.67%

² Coeficiente que relaciona la velocidad de reacción química con respecto a la velocidad de transferencia de masa y esta expresado como: $Da = \frac{K_b r H}{u}$

del total de las tuberías, nuevamente se supone que no hay cambio en el coeficiente de reacción de cuerpo.

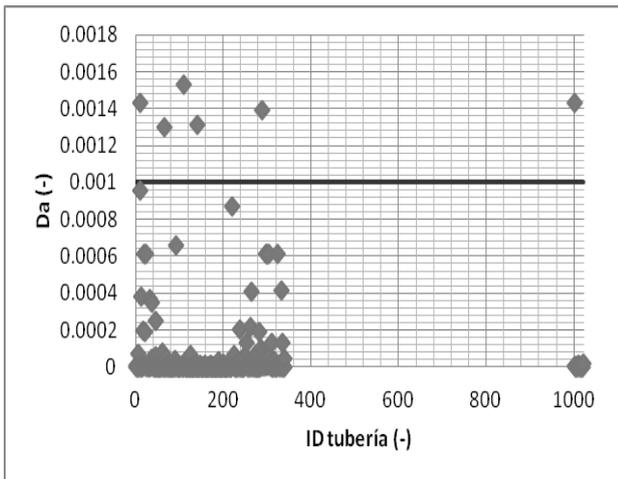


Figura 11.- Número adimensional Da para cada tubería. Red Andalucía Alta.

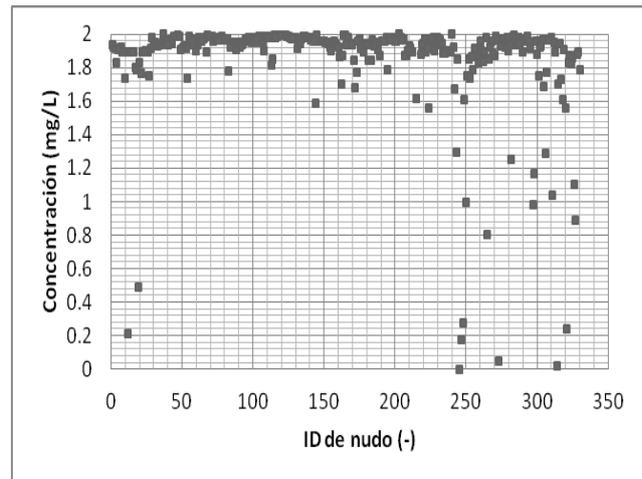


Figura 12.- Concentración de cloro para $K_b = 0.80161/día$ y $K_w = 0m/día$ por nudos. Red Andalucía Alta.

Con respecto a la modelación de la calidad del agua teniendo en cuenta reacción de cuerpo pura para la Red de Andalucía Alta, se puede observar que presenta el mismo comportamiento que el obtenido para la Red Candelaria; sin embargo, con un poco más de dispersión.

Nuevamente los nudos con comportamiento atípicos se encuentran prácticamente al final de las ramas de la redes y se explica la mayor dispersión de los puntos por las características de topografía y topología propias de esta red.

5.3 Caso 3: Demanda mixta

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos para la modelación de demanda de pared pura y de demanda de cuerpo o de masa pura, primero se analizó la sensibilidad de la concentración con respecto al cambio en cada uno de los coeficientes de decaimiento y a continuación se desarrolló el análisis comparativo entre los dos modelos.

5.3.1 Red Candelaria

Cómo se esperaba a partir de los resultados obtenidos para el caso 2, se puede observar que no hay un cambio significativo en la concentración al variar el coeficiente de reacción de cuerpo (Figura 13); las diferencias porcentuales de concentración entre $K_b = 0día^{-1}$ y $K_b = 0.80161/día$ son de aproximadamente 30% teniendo en cuenta, inclusive, los nudos con comportamiento atípico. Sin embargo es importante aclarar que sólo el 8.86% de los nudos presentan una diferencia de concentración de más del 10%, lo que implica que el comportamiento de estos nudos es en cierta medida atípico. Si estos nudos atípicos son omitidos para el análisis del **comportamiento en general**, la diferencia porcentual de la concentración resulta ser del 2.92% con una desviación estándar del 2.24%.

Por otro lado, si se conserva constante el coeficiente de reacción de cuerpo establecido como base en esta investigación y se varía el coeficiente de reacción de pared de manera exagerada hasta un $K_w = 0.9456m/día$ se obtienen los resultados de la Figura 14, donde se obtiene una diferencia porcentual promedio de 15.97% para todos los nudos de la red, mucho mayor a la obtenida en los casos en los que se verificó la sensibilidad al cambio del coeficiente de reacción de cuerpo (K_b), dado que no existen casos atípicos definidos con claridad que estén introduciendo errores en el cálculo de la diferencia porcentual en general.

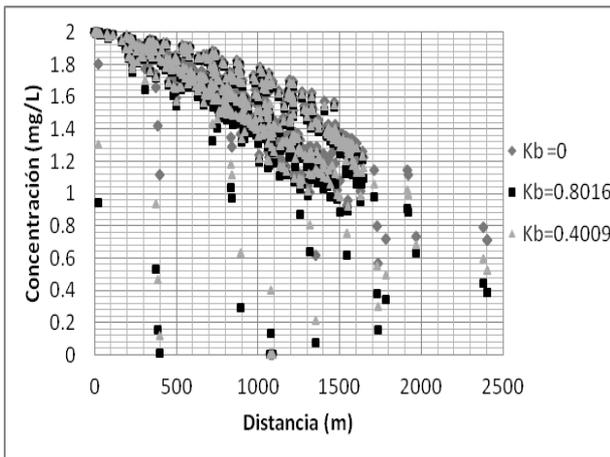


Figura 13.- Concentración versus distancia para diferentes K_b y K_w recalculado. Red Candelaria.

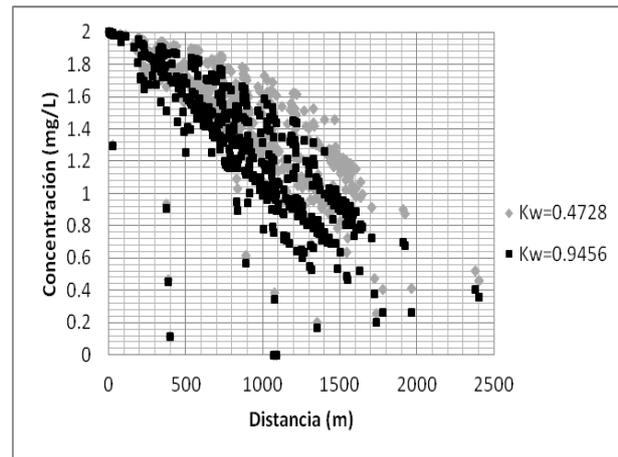


Figura 14.- Concentración versus distancia para diferentes K_w y $K_b = 0.8016 \text{ día}^{-1}$. Red Candelaria.

Dados los anteriores resultados es importante resaltar que la sensibilidad en la concentración de cloro con respecto al cambio de los coeficientes es más importante cuando se varía el coeficiente de reacción de pared (K_w) que cuando se varía el coeficiente de reacción de masa (K_b). Adicionalmente, si se tiene en cuenta que fue necesario recalcular únicamente el coeficiente de reacción de pared para la modelación bidimensional porque la de cuerpo se podía considerar uniforme, se incluyen los siguientes resultados que comparan los dos modelos.

En este caso (Figura 16) se obtiene una diferencia promedio de 6.79% teniendo en cuenta la totalidad de los nodos de la red, es decir se presentó un comportamiento uniforme, donde sólo el 5.5% de los nudos tienen diferencias superiores al 15%.

Teniendo en cuenta que las diferencia en concentración son de cerca del 7% (entre el modelo tradicional y el modelo bidimensional planteado por Sookhak et. al.), en adición al hecho que el modelo tradicional presenta las menores concentraciones en los nudos tras la modelación, hace pensar en la poca importancia que tendría la implementación de este modelo bidimensional en los programas comerciales, ya que el modelo tradicional permite obtener un cierto margen de confiabilidad, sobreestimando las pérdidas del cloro como desinfectante residual.

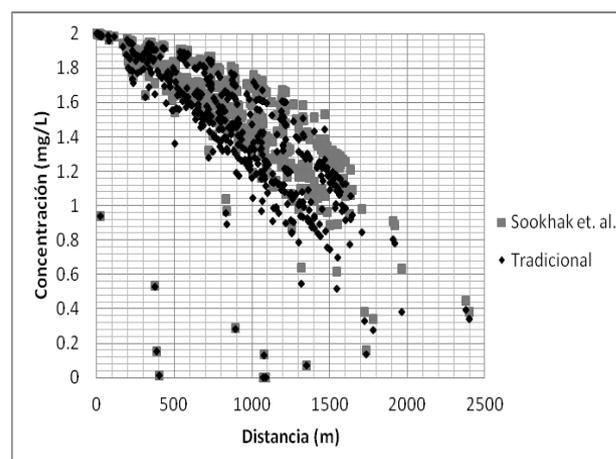


Figura 15.- Concentración de cloro por nudos. Red Candelaria.

5.3.2 Red Andalucía Alta

En este caso se puede observa que no hay un cambio significativo en la concentración al variar el coeficiente de reacción de cuerpo. Las diferencias porcentuales de concentración entre $K_b = 0 \text{ día}^{-1}$ y

$K_b = 0.80161/\text{día}$ de 8.92% teniendo en cuenta inclusive los nudos con comportamiento atípico. En este caso sólo el 12.16% de los nudos de consumo tienen una diferencia en la concentración porcentual superior al 15%, si nuevamente se omiten estos valores para determinar el comportamiento general de la red, de tiene una diferencia porcentual en la concentración de 6%.

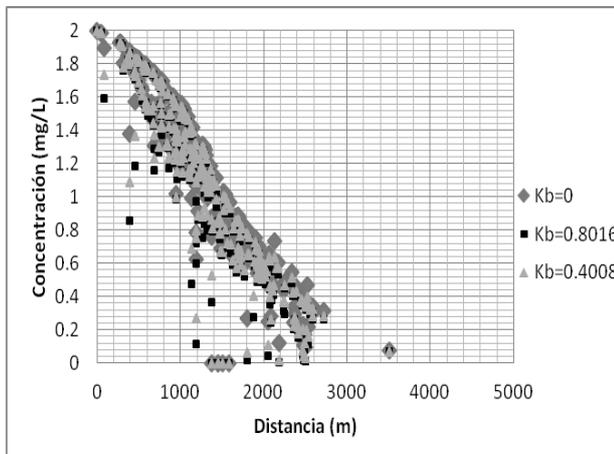


Figura 16.- Concentración versus distancia para diferentes K_b y K_w recalculado. Red Andalucía Alta.

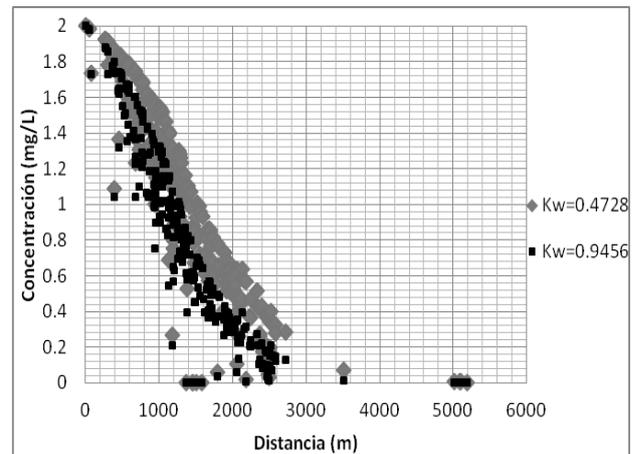


Figura 17.- Concentración versus distancia para diferentes K_w y $K_b = 0.8016/\text{día}^{-1}$. Red Andalucía Alta.

Nuevamente se resalta la sensibilidad de la concentración de cloro con respecto al cambio en el K_w .

A continuación (Figura 18) se presenta la comparación entre los dos modelos para los coeficientes de entrada supuestos para el desarrollo del presente documento, caso en el cual se obtiene una diferencia promedio de 14.35% teniendo en cuenta la totalidad de los nudos de la red.

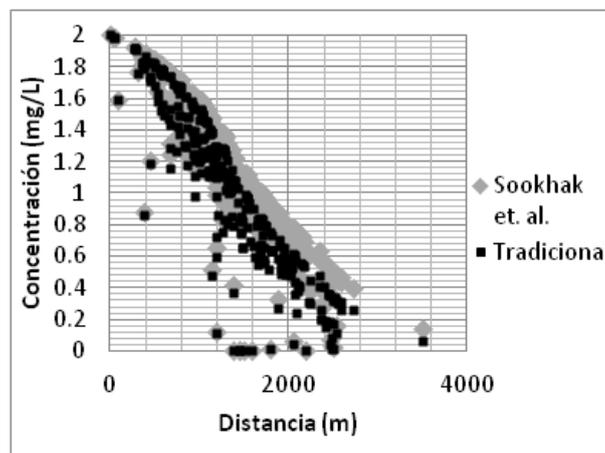


Figura 18.- Concentración de cloro por nudos. Red Andalucía Alta.

Comparando los resultados de la Red Andalucía Alta con los resultados de la Red Candelaria, se puede observar, que para la primera, los resultados arrojaron mayores diferencias entre los dos modelos a pesar que para la Red Candelaria fue necesario recalculer el 74% de los K_w en comparación con los 66% de los recalculados para la Red Andalucía Alta; es decir existen otras variables que pueden afectar, inclusive en mayor medida, que la simplificación a una sola dimensión del proceso de reacción de cloro.

Teniendo en cuenta las diferencia en concentración encontradas para la totalidad de los nudos de la red de distribución entre el modelo tradicional, unidimensional, de modelación y el modelo bidimensional planteado por Sookhak et. al., se ratifica que el modelo tradicional permite obtener

un cierto margen de confiabilidad de exceso de cloro residual para llevar a cabo la desinfección de las aguas servidas.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Del análisis comparativo de los dos modelos, teniendo en cuenta sólo las reacciones con la pared, se obtuvo que la concentración tiende a ser mayor para el caso del modelo con modificaciones, es decir, se esperará que dentro de la red, el consumo de cloro sea menor.

Del análisis comparativo de los dos modelos, teniendo en cuenta sólo las reacciones con el cuerpo o la masa de agua, se obtuvo que debido a las condiciones topológicas e hidráulicas, la gran mayoría, nunca inferior al 97%, de las tuberías de la red cumplen el supuesto de concentración uniforme a lo largo de la sección transversal de la tubería y por tanto en ningún caso se recalculó la tasa de reacción para el consumo de cloro.

Se pudo observar que la sensibilidad en la concentración de cloro con respecto al cambio de los coeficientes es más importante cuando se varía el coeficiente de reacción de pared (K_w) que cuando se varía el coeficiente de reacción de masa (K_b), en el primer caso las diferencias porcentuales promedio de concentración llegaron hasta el 6%, mientras que en el segundo caso las diferencias llegaron hasta el 30%.

Para los valores que se tomaron como referencia para el desarrollo del presente trabajo y teniendo en cuenta que las diferencias promedio de concentración de cloro en los diferentes nudos entre el modelo tradicional de modelación y el modelo bidimensional planteado por Sookhak et. al. no superaron el 15%, en adición al hecho que el modelo tradicional presente las menores concentraciones en los nudos permitiendo obtener un margen de confiabilidad, dado por la sobre estimación de las pérdidas del cloro como desinfectante residual, se considera apropiado modelar unidimensionalmente para los casos expuestos.

Dado que fue necesario recalcular únicamente el coeficiente de reacción de pared para la modelación bidimensional porque la de cuerpo se podía considerar uniforme; y teniendo en cuenta que la tasa de reacción de pared tiene mayor influencia sobre el consumo global de cloro dentro de la red, se considera vital evaluar la importancia de la modelación bidimensional en los programas computacionales para otras redes y, posiblemente, para otros compuestos reactivos dado que aunque en los casos estudiados en este trabajo no fueran significativos, las diferencias obtenidas fueron apreciables.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Rossmann, L.** (2000). *EPANET 2.0 User's Manual*. EPA.
- Saldarriaga, J. G.** (2007). *Hidráulica de tuberías: Abastecimiento de agua, redes, riegos*. Bogotá: Alfaomega & Ediciones Uniandes.
- Sookhak, K., Reeuwijk, M. v., & Maksimovic, C.** (2010). A study of wall demand in turbulent pipe flows. *Integrating Water Systems – Boxall & Maksimovic* , 435-440.
- Sookhak, K., Reeuwijk, M. v., & Maksimovic, C.** (2010). Is using a plane-channel geometry to model wall-demand in turbulent pipe flow justified? *Integrating Water Systems – Boxall & Maksimovic (eds)* , 441-445.
- Sookhak, K., Reeuwijk, M. V., & Maksimović, Č.** (2010). Simplified Numerical and Analytical Approach for Solutes in Turbulent Flow Reacting with Smooth Pipe Walls. *Journal of Hydraulic Engineering* , 626-632.
- 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.
- Tzatchkov, V., Arreguín Cortés, F. I., & Alcocer Yamanaka, V. H.** (ENE/MAR 2004). Decaimiento del cloro por reacción con el agua en redes de distribución. *Ingeniería Hidráulica en México* , 41-51.
- Vasconcelos, J. J., Rossmann, L. A., M, G. W., & Boulos, P. F.** (1997). Kinetics of chlorine decay. *American Water Works Association Journal* , 89 (7), 54-65.