

**SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA**

**XVII CONGRESO CHILENO DE HIDRÁULICA**

**COMPORTAMIENTO DEL CLORO Y EL FLÚOR EN REDES DE AGUA POTABLE.  
MODELACIÓN DE LA RED DE LINARES**

**JOSÉ VARGAS B.<sup>1</sup>  
ALBERTO CATALÁN D.<sup>2</sup>  
GIOVANNI QUEIROLO P.<sup>3</sup>**

**RESUMEN**

El presente trabajo pretende determinar el comportamiento del cloro y el flúor en sistemas de distribución de agua potable, de manera de establecer los parámetros necesarios que intervienen en la modelación de sus concentraciones en las redes. La aplicación se realizó mediante la construcción de un modelo hidráulico-calidad del agua para la ciudad de Linares, mediante el software computacional Epanet 2.00. Se investigaron las cinéticas de reacción del cloro con los distintos componentes que interacciona en la red y que provocan su decaimiento temporal, así como las características necesarias para una adecuada simulación del flúor. La calibración de los parámetros para ambas sustancias se obtuvo mediante la comparación de datos de terreno, con los resultados entregados por el modelo. Del estudio de los modelos de decaimiento del cloro debido a reacciones con el agua, se observa que no existe una única relación que describa el decaimiento presentado en el tiempo, específicamente, para la fuente de agua analizada, ésta se aproxima a una cinética de reacción de primer orden limitado, estableciéndose que los agentes demandantes no son suficientes para el consumo total de la sustancia. Del análisis comparativo para las cinéticas de decaimiento del cloro con las paredes de las tuberías, se deduce que la corrosión presentada en las tuberías de fierro fundido es el principal factor que influye en su consumo mientras permanece en la red, determinándose que la cinética que describe mejor este proceso es la de orden cero. Al estudiar las investigaciones presentadas en la literatura, se establece que el comportamiento del flúor en los sistemas de distribución, no presenta generalmente reacciones con el medio, por ello su simulación es realizada como una sustancia conservativa. De las modelaciones revisadas en este trabajo, se demuestra que si se desconocen las cantidades exactas de inyección, puede llevar a importantes errores en su simulación.

---

<sup>1</sup> Profesor Asociado, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Concepción - mail: [jvargas@udec.cl](mailto:jvargas@udec.cl)

<sup>2</sup> Ingeniero Civil, ABRG Ingenieros Consultores Ltda. – mail: [alberto.catalan@abrg.cl](mailto:alberto.catalan@abrg.cl)

<sup>3</sup> Ingeniero Civil, ABRG Ingenieros Consultores Ltda. – mail: [giovanni.queirolo@abrg.cl](mailto:giovanni.queirolo@abrg.cl)



## 1. INTRODUCCIÓN

La calidad del agua potable dentro de una red de distribución cambia durante el transporte desde la planta de tratamiento hasta los consumidores. La red, con sus pozos, estanques, tuberías y otros elementos, actúa como un complejo sistema que afecta los parámetros físicos-químicos y biológicos del agua, pudiendo alterar significativamente las condiciones establecidas desde el tratamiento hasta su consumo.

Durante los últimos años, la modelación de la calidad del agua potable mientras permanece en la red de distribución ha constituido uno de los temas de mayor auge en el campo de la hidráulica urbana. Esta preocupación, surge primeramente en Estados Unidos en la década de los ochenta mediante las normas establecidas por la Agencia de Protección Medioambiental (Environmental Protection Agency, EPA) estipulando los requisitos de calidad que debe tener el agua al llegar a los puntos de consumo. Distintos países optaron como guía los consejos realizados por la EPA, adoptándolos acorde a sus respectivas realidades. Es así como también Chile, a través de la Norma Chilena Oficial de 1984 (NCh 409 of 84), establece los requerimientos mínimos que debe cumplir el agua proveniente de cualquier sistema de abastecimiento.

Hasta el momento, el cumplimiento de las normativas de concentraciones del cloro y flúor, en las empresas de servicios sanitarios de Chile, sólo es realizado mediante el control periódico en diferentes zonas de la red, mediante la observación de valores de terreno y cantidades inyectadas, generando en la mayoría de los casos, incertidumbre o ineficiencia en los insumos empleados. Por lo anterior es necesario conocer el comportamiento de ambas sustancias y contar con una adecuada herramienta de decisión, como lo es un modelo de simulación de calidad de agua, de manera de establecer las concentraciones óptimas conforme a la variedad de características propias y escenarios operativos existentes en cada sistema de distribución.

## 2. OBJETIVO

Determinar el comportamiento del cloro y el flúor en las redes de distribución de agua potable, realizando una aplicación mediante la construcción de un modelo para la ciudad de Linares utilizando el software Epanet 2.00.

## 3. METODOLOGÍA

### 3.1 Transporte en las Tuberías

Una sustancia disuelta en el agua es transportada a lo largo de la tubería con la misma velocidad media del fluido, y al mismo tiempo reacciona a una cierta velocidad de reacción. La dispersión longitudinal de la sustancia no constituye un mecanismo de transporte relevante en la mayoría de condiciones de operación de la red (Rossman et al. (1993)). Ello significa que no hay intercambio de masa entre porciones de agua adyacentes mientras viajan por las tuberías. La modelación de las concentraciones de una sustancia en el interior de una tubería se caracteriza mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} + R(C_i) \quad (1)$$

Donde:  $C_i$  : Concentración en la tubería  $i$  función de la distancia  $x$  y el tiempo  $t$  [ $\text{ML}^{-3}$ ],  $u_i$  : Velocidad del flujo en la tubería  $i$  [ $\text{LT}^{-1}$ ],  $R$ : Velocidad de reacción, función de la concentración de la sustancia [ $\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$ ]

### 3.1.1 Mezcla en la Confluencia de Tuberías

El proceso de mezcla en los nudos a los cuales llega caudal procedente de dos o más tuberías, se supone que es completo e instantáneo, para un nudo determinado  $k$  puede escribirse:

$$C_{i/x=0} = \frac{\sum Q_j C_{j/x=L} + Q_{k,ext} C_{k,ext}}{\sum Q_j + Q_{k,ext}} \quad (2)$$

Donde  $i$  : Tubería por donde sale el caudal del nudo  $k$ ,  $L$  : Longitud de la tubería,  $Q_j$  : Caudal de la tubería  $j$ ,  $Q_{ext}$  : Caudal externo que ingresa a la red por el nudo  $k$ ,  $C_{j/x=L}$  : Concentración final de la misma tubería,  $C_{k,ext}$  : Concentración del caudal externo que entra por el nudo  $k$ ,  $C_{i/x=0}$  : Concentración al inicio de la tubería  $i$

### 3.1.2 Mezcla en los Depósitos de Regulación

Bajo la hipótesis de mezcla completa, la concentración en el depósito será el resultado de combinar la concentración del agua entrante con la del agua almacenada en el depósito. Al mismo tiempo, la concentración propia del agua almacenada en el depósito puede cambiar debido a las reacciones internas. La siguiente ecuación tiene en estos fenómenos:

$$\frac{\partial(V_D C_D)}{\partial t} = \sum_E Q_i C_{i/x=L} - \sum_S Q_j C_D + R(C_D) \quad (3)$$

Donde:  $V_D$  : Volumen almacenado en el depósito en el instante  $t$ ,  $C_D$  : Concentración del agua existente en el depósito,  $\sum_E$  : Conjunto de tuberías por las que ingresa agua al depósito,

$\sum_S$  : Conjunto de tuberías por la que sale agua del depósito

### 3.1.3 Reacciones en el Agua

Mientras una sustancia se desplaza por el interior de una tubería o permanece en un depósito, puede reaccionar con otros constituyentes del agua. La velocidad de reacción se expresa como:

$$R_a = K_a C^n \quad (4)$$

Donde:  $C$  : Concentración de la sustancia,  $K_a$  : Constante de reacción con el agua,  $n$  : Orden de la reacción.

Cuando existe una concentración límite a la cual tiende el crecimiento o decrecimiento de la sustancia, la velocidad de reacción se expresa como:

$$R_a = K_a (C_L - C) C^{(n-1)} \quad \mathbf{5(a)}$$

$$R_a = K_a (C - C_L) C^{(n-1)} \quad \mathbf{5(b)}$$

Donde  $C_L$  representa la concentración límite de la sustancia. La ecuación 5(a) es aplicable para sustancias con orden y constante positiva de reacción, mientras que 5(b) es aplicable para sustancias con orden positivo y constante negativa de reacción.

### 3.1.4 Reacciones en las Paredes de Tuberías

Mientras el agua escurre por las tuberías, las sustancias disueltas pueden verse transportadas hasta la pared y reaccionar con materiales como los productos de la corrosión o el biofilm que se desarrolla en la pared. Tanto la cantidad de superficie sometida a reacción, como la velocidad de transferencia de masa entre la corriente principal y la pared, influyen sobre el valor global de la velocidad de reacción con la pared. El primer factor viene determinado por la superficie expuesta por unidad de volumen, que para una tubería circular es igual al inverso de su radio hidráulico. El segundo factor puede representarse mediante un coeficiente de transferencia de masa, cuyo valor depende del coeficiente de difusión molecular de las especies reactivas, y del número de Reynolds del flujo (Rossman et. al, 1994). Por lo tanto, existe transferencia de masa entre la sustancia contenida en el agua y la pared, generada por la diferencia de concentraciones en los dos medios. La teoría de transferencia de masa expresa este fenómeno a mediante la siguiente ecuación:

$$R_p = \frac{k_f}{r_h} (C - C_p) \quad \mathbf{(6)}$$

Donde  $C$  : Concentración de la sustancia en el agua [ $\text{ML}^{-3}$ ],  $C_p$  : Concentración de la sustancia en la pared de la tubería [ $\text{ML}^{-3}$ ],  $k_f$  : Coeficiente de transferencia de masa [ $\text{LT}^{-1}$ ],  $r_h$  : Radio hidráulico de la tubería; igual a la mitad del radio de la tubería [L].

La ecuación (6) refleja el transporte de masa desde el flujo hacia la pared de la tubería, en donde el inverso del radio hidráulico representa el *área específica* disponible para reacción. Asumiendo que la reacción con la pared de la tubería es de primer orden con respecto a su concentración en la pared  $C_p$  y que no existe acumulación de la sustancia en la pared; entonces la masa que se transfiere es igual a la que se consume:

$$k_f (C - C_p) = k_{p1} C_p \quad \mathbf{(7)}$$

Donde  $k_p$  es el coeficiente de reacción de la sustancia con la pared de la tubería [ $LT^{-1}$ ]. Resolviendo  $C_p$  de la ecuación (7) y reemplazando en (6), se obtiene:

$$R_{p1} = \frac{k_{p1}k_f C}{r_h(k_{p1} + k_f)} \quad (8)$$

Expresiones del coeficiente de transferencia de masa  $k_f$  de Edwards et al. (1976) son:

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

Donde, 
$$Sh = 3.65 + \frac{0.0668 \cdot (d/L) \cdot R_e \cdot Sc}{1 + 0.04 \cdot [(d/L) \cdot R_e \cdot Sc]^{2/3}} \quad \text{para } R_e < 2300 \quad (10)$$

$$Sh = 0.023 R_e^{0.83} Sc^{0.333} \quad \text{para } R_e > 2300 \quad (11)$$

$$R_e = \frac{u \cdot d}{\nu} \quad (12)$$

$$Sc = \frac{\nu}{D} \quad (13)$$

Donde:  $Sh$  : Número de Sherwood,  $R_e$  : Número de Reynolds,  $Sc$  : Número de Schmidt,  $D$  : Difusividad molecular de la sustancia en el agua,  $\nu$  : Viscosidad cinemática del agua,  $d$  : Diámetro de la tubería,  $L$  : Longitud de la tubería.

Puede observarse que el coeficiente de transferencia de masa  $k_f$  es una función del diámetro de la tubería, velocidad de flujo, y temperatura (como efecto de la difusividad y viscosidad). Para cinéticas de orden cero, la velocidad de reacción con la pared de la tubería es:

$$R_{p0} = \text{Min} \left( \frac{k_{p0}}{r_h}, \frac{k_f C}{r_h} \right) \quad (14)$$

Donde  $k_{p0}$  es el coeficiente de reacción con la tubería, con cinética de orden cero [ $ML^{-2}T^{-1}$ ]

Debido a que la reacción en la pared no puede proceder con una cinética que sea más rápida que la cantidad de cloro transportada, la tasa real de decaimiento es el valor mínimo que establece las relaciones de la ecuación (14). El modelo de primer orden representa los procesos en donde la sustancia modelada es la reactante, como es el caso producido por *biofilms* adosados en las paredes de las tuberías. El modelo de orden cero representa los procesos donde la sustancia modelada oxida algún compuesto reductante.

Evidencias sugieren que el mismo proceso que hace incrementar la rugosidad de la tubería con el tiempo, tiende a incrementar la reactividad de sus paredes con algunas especies químicas, en particular con el cloro y otros desinfectantes (Vasconcellos et. al., 1996), Epanet puede hacer depender el coeficiente  $k_p$  de cada tubería de sus coeficiente de rugosidad. La expresión utilizada para ello depende de la fórmula de pérdidas empleada:

**Tabla 1**      **Fórmulas de correlación rugosidad pared**

Fórmula de pérdidas regulares	Fórmula Coeficiente Reacción Pared
Hazen-Williams	$K_p = \frac{F}{C}$
Darcy-Weisbach	$K_p = -\frac{F}{\log(\epsilon/d)}$
Chezy-Manning	$K_p = F \cdot n$

Donde:  $C$ : Coeficiente de pérdidas de Hazen-Williams,  $\epsilon$ : Rugosidad absoluta empleada en la fórmula de Darcy-Weisbach,  $d$ : Diámetro interior de la tubería,  $n$ : Coeficiente de rugosidad de Manning,  $F$ : Coeficiente de correlación rugosidad-reacción en la pared

### 3.2 Cinética del Cloro

El cloro es un elemento químico relativamente inestable, sin embargo, reacciona con una variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos (por ejemplo, amoníaco, sulfatos, hierro, manganeso, etc.), causando un decrecimiento gradual en el sistema de la distribución. Clark et al. (1993) muestra como el cloro residual puede variar a través del día en diferentes lugares en un sistema de distribución, dependiendo de la ruta seguida por el flujo y el tiempo de residencia del agua para llegar a cada punto.

Debido que el cloro viaja a través de las tuberías en un sistema de distribución puede reaccionar con una variedad de sustancias, tanto en la misma agua como en las paredes de las tuberías. Diversos estudios han arrojado que el consumo del cloro residual en las redes de distribución es influenciado por varios factores, entre los más importantes se cuentan: la reacción con compuestos orgánicos e inorgánicos, a reacciones con *biofilms* adosados en las paredes, al proceso de corrosión y al transporte de masa.

#### 3.2.1 Cinética de Reacción con el Agua

De las primeras investigaciones realizadas, se destacan las de Wable et al. (1991), la modelación fue realizada considerando el decaimiento del cloro residual mediante una cinética de primer orden ( $k$ ) para diferentes tiempos de residencia, la cuál fue expresada como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k \cdot C \quad (15)$$

Donde:  $C$ : Concentración de cloro residual [mg/l],  $k$ : Constante de decaimiento de primer orden [1/día],  $t$ : Tiempo de residencia, (longitud de la tubería / velocidad media del flujo [día])  
Integrando la ecuación 15, se obtiene:

$$C(t) = C_o \cdot e^{-k \cdot t} \quad (16)$$

Donde:  $C(t)$ : Concentración de cloro residual [mg/l] en el tiempo  $t$ ,  $C_o$ : Concentración inicial de cloro [mg/l],  $t$ : Tiempo de residencia en la tubería [días]

La constante de decaimiento  $k$  refleja las interacciones del cloro con el agua.

### 3.2.2 Cinética de Reacción con las Paredes de las Tuberías

Hunt y Kroon (1991), describen un modelo de red para cloro residual donde usan una tasa de decaimiento de primer orden con una única tasa constante para cada tubería. En la calibración, observan que para pequeños diámetros de las tuberías, se necesitan mayores tasas de decaimiento con respecto a las existentes, para así tener niveles aceptables de aproximación. Esto es consistente con el hecho que las tuberías de pequeños diámetros ofrecen una mayor superficie de pared por unidad de volumen de flujo para la ocurrencia de reacciones. En dos estudios, Le Chevallier et al. (1988; 1990), el transporte de masa entre el flujo de agua y la pared constituye un factor importante en el consumo de cloro en los sistemas de distribución. Wable et al. (1991) mencionan que el consumo debido a reacciones con incrustaciones y *biofilms* adosados en las paredes pueden resultar significantes en la pérdida de cloro residual. El decaimiento debido a *biofilms* puede ser muy importante en presencia de nitrificación, aunque todavía este proceso no ha sido entendido completamente. Investigaciones apuntan que en ausencia de fotosíntesis el *biofilm* debería encontrar una fuente de electrones para explicar la reducción de cloro, esto se realizaría mediante la oxidación del amoníaco o de la corrosión que se presenta en tuberías metálicas de las redes.

Trussell (1992) reporta que la corrosión podría jugar un papel dominante al controlar la estabilidad residual del cloro en conducciones metálicas. Propuso una relación cuantitativa entre la tasa de corrosión y consumo del cloro en los sistemas de la distribución. Probó su modelo usando los datos experimentales de Wable et al. (1991), observando excelentes correlaciones entre los valores observados con las predicciones hechas por su modelo. Su modelo puede expresarse como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -kC - R \quad (17)$$

Donde:  $C$ : Concentración de cloro residual [ $\text{ML}^{-3}$ ],  $k$ : Constante de reacción de primer orden del cloro con el agua [ $\text{T}^{-1}$ ],  $t$ : Tiempo de residencia [ $\text{T}$ ],  $R$ : Demanda de cloro causada por la corrosión [ $\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$ ]

### 3.3 Cinética del Flúor

Si bien el flúor es un elemento relativamente inestable en la naturaleza, se ha demostrado que su comportamiento en redes de distribución tiende a ser conservativo, por lo que generalmente es utilizado como sustancia trazadora en la modelación hidráulica (Vasconcellos et. al., 1996). Los principales compuestos fluorados que son utilizados en el tratamiento del agua son: ácido fluorsilícico, fluorsilicato de sodio, fluoruro de sodio y silicofluoruro de amonio, este último es el de mayor demanda, debido a su bajo costo. Para el caso de la ciudad de Linares, ésta se lleva acabo mediante adición de fluorsilicato de sodio desde el año 2002.

### 3.4 Modelamiento del Cloro y el Flúor en Redes de Distribución

La literatura demuestra que pocos estudios de modelación de redes han sido realizados mediante el uso programas computacionales en el mundo. Estos, principalmente se concentran



en países como Estados Unidos (EPA), Francia (CIRSEE), México (IMTA) y España (UPV). De estas investigaciones se observan dos fases esenciales en la simulación de sistemas de distribución: la modelación hidráulica, y la de calidad del agua. En la modelación hidráulica se estiman las rugosidades y diámetros internos, para cada tipo de tubería, en esta fase, se espera simular de la forma más precisa las características operativas y de infraestructura existentes en la red, con el fin de obtener los valores de entrada para el modelo de calidad: las velocidades existentes en la red. Por ello es de vital importancia de realizar una adecuada calibración y validación, de manera que asegure un cierto grado de semejanza entre las velocidades entregadas por el modelo con respecto a las existentes en las tuberías de la red. Debido a la imposibilidad de medir las velocidades que circulan en cada tubería de la red, las variables convencionales establecidas en la literatura para realizar el proceso de comprobación, entre lo que entrega el modelo y lo que realmente está sucediendo en la red, son a través de las siguientes técnicas explícitas de comparación: presiones en distintos puntos de la red, concentraciones de trazadores (cloruro de sodio, dureza del agua, u otro), niveles de estanques, presiones a la entrada de la red y caudales a la entrada de la red. Una vez realizada, se continúa con la modelación de la calidad del agua del modelo. En esta fase, se determina el coeficiente de decaimiento del cloro en el agua mediante mediciones directas, para posteriormente, realizar la calibración del coeficiente de decaimiento cloro debido a la reacciones con las paredes de cada tipo de tubería, por medio de iteraciones sucesivas. Posteriormente se valida la estimación de los coeficientes mediante la comprobación de los resultados con otro set de datos obtenidos en terreno.

### 3.5 Modelos Existentes

Desde las primeras experiencias para la modelación hidráulico-calidad de redes de agua potable, de mediados de los ochenta hasta la actualidad, se pueden citar las principales investigaciones realizadas:

#### 3.5.1 Haas y Karra (1984)

Usando una base experimental de datos, Haas y Karra (1984) evaluaron el comportamiento de cinco diferentes modelos de decaimiento de cloro.

**Tabla 2: Modelos de Decaimiento del Cloro**

Modelo	Forma Diferencial $\partial C(t)/\partial t$	Forma Integrada $C(t)$	Parámetros Ajustables
Primer Orden	$kC$	$C_o \cdot \exp(-k \cdot t)$	$k$
Orden $n$	$kC^n$	$\left[ k \cdot t \cdot (n-1) + (1/C_o)^{(n-1)} \right]^{-\left(\frac{1}{(n-1)}\right)}$	$k, n$
Primer Orden Limitado	$k(C - C^*)$	$C^* + (C_o - C^*) \cdot \exp(-k \cdot t)$	$k, C^*$
Primer Orden Paralelo	$k_1 C_o x - k_2 C_o (1 - x)$	$C_o \cdot x \cdot \exp(-k_1 \cdot t) + C_o (1 - x) \cdot \exp(-k_2 \cdot t)$	$k_1, k_2, x$

Donde:  $C$ : Concentración de cloro en el tiempo  $t$  [ $\text{ML}^{-3}$ ],  $C_o$ : Concentración inicial de cloro [ $\text{ML}^{-3}$ ],  $C^*$ : Concentración límite de cloro [ $\text{ML}^{-3}$ ],  $k, k_1, k_2$ : Coeficientes de decaimiento del cloro con el agua [ $\text{T}^{-1}$ ],  $x$ : Coeficiente adimensional [1],  $n$ : Orden de la reacción [1]

Estos modelos comprenden funciones con uno, dos, y tres parámetros cinéticos ajustables. De los modelos estudiados, sólo el modelo de decaimiento de primer orden paralelo les proporcionó un buen ajuste a los datos analizados, este asume un decaimiento paralelo de dos componentes del cloro residual, en donde uno decae más rápido que el otro.

### **3.5.2 Vasconcellos et al. (1996)**

Realizan la simulación mediante Epanet, de concentraciones de cloro y trihalometanos en siete localidades de EE.UU. y Francia, obteniendo excelentes resultados mediante la determinación de los coeficientes de reacción, de sus principales conclusiones, se puede rescatar que los coeficientes de decaimiento del cloro para la mayoría de las ciudades en estudio, establecen que los modelos de orden  $n$  y de primer orden paralelo proveen los mejores ajustes, siendo mínima la diferencia entre ambos, además mostró que reacciones en las paredes de tuberías de fierro corroído pueden consumir significativamente más cloro que aquellas que presentan *biofilm* adicionado en sus paredes y las tasas de reacción del cloro con las paredes de las tuberías son inversamente proporcional al diámetro.

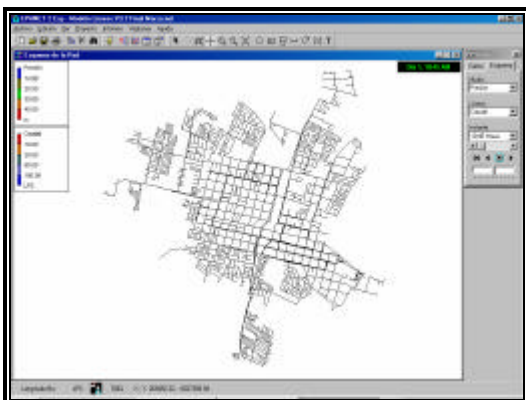
Realizaron la calibración hidráulica de modelos mediante mediciones de presión en la red, concentraciones de flúor, de cloruro de sodio, y medición en los niveles de estanques. Mediante el uso de concentraciones de flúor, obtuvieron diferencias medias entre lo obtenido por el modelo y los valores observados en terreno de 4.2 a 15.6 % respectivamente. En los modelos de decaimiento del cloro, se obtuvieron en promedio diferencias entre lo modelado y lo medido en terreno de 3.3 a 12.5 % respectivamente.

## **3.6 Formulación del Modelo para la Ciudad de Linares**

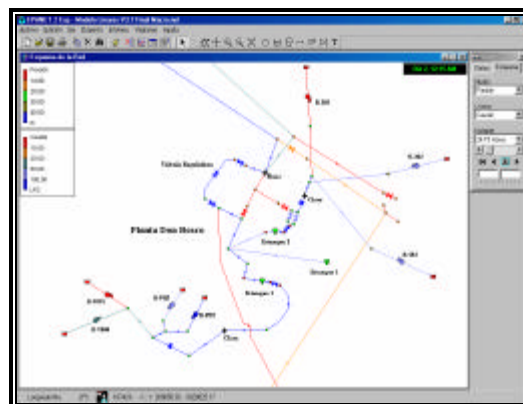
Para la formulación del modelo en Epanet 2.00 se realizó un catastro de la infraestructura hidráulica del sistema de distribución de Linares existente hasta Noviembre de 2003. Se revisaron las características tanto operativas como físicas del sistema, tales como: alimentación del sistema, bombas elevadoras, bombas dosificadoras de cloro y flúor, depósitos, válvula reguladora controlada por caudal, tuberías, válvulas de corte y grifos.

## **3.7 Construcción del Modelo**

Una vez recopilada la información de la infraestructura existente en el sistema de distribución, se procedió a la construcción del modelo en el programa Epanet 2.0. Primero se realizó la construcción de nodos, válvulas y tuberías, respetando el trazado existente en la red y características físicas (figura 1). La asignación de cotas a los nodos, fue obtenido del plano cartográfico de la ciudad. Los coeficientes de rugosidad (Hazen-Williams) asignados a las tuberías corresponden a tuberías nuevas acorde a cada tipo de material.



**Figura 1: Configuración de tuberías del Modelo Linare**



**Figura 2: PTAP Don Bosco en Epanet 2.00**

Posteriormente, la construcción de la PTAP Don Bosco, ingresando fuentes, bombas, estanques y válvula reguladora (Figura 2)

Cabe notar que, debido a que no se disponía de una relación volumen-altura de agua para cada estanque, éstos fueron modelados como depósitos cilíndricos con diámetros y alturas promedio. Características físicas de válvulas, pozos y tuberías existentes en la planta, fueron ingresadas de acuerdo al catastro realizado.

### 3.8 Calibración y Validación del Modelo

Para la realización de las fases de calibración y validación del modelo se establecieron dos set de datos, los cuales fueron desarrollados en los meses de Diciembre 2003 y Marzo 2004. Estas fueron realizadas con desfases de dos horas, aproximadamente (Figura 3).



**Figura 3: Puntos de Muestreo**

#### 3.8.1 Calibración y Validación Hidráulica

##### 3.8.1.1 Calibración

En este proceso se ajustan las características del modelo hidráulico para el sistema de distribución. Dicho proceso puede incluir el cambio de las hipótesis de consumo, afinación del valor de rugosidad, la reducción de diámetros efectivos, alteración de las características operativas de estaciones de bombeo y ajuste de parámetros que puedan afectar el modelo.

Se analizaron los datos de presiones de Diciembre 2003, con el fin de ajustar los mejores valores para las incógnitas faltantes en el modelo: rugosidad y disminución del diámetro interior en las

tuberías. Además se obtuvo el estado operacional del sistema, referente a las válvulas de corte que se encontraban abiertas o cerradas y caudales de entrada a la red, para poder simular el período en que se hizo las mediciones.

### 3.8.1.1.1 Determinación de la Rugosidad y Diámetro Interior

Las rugosidades a través de los años varían debido a la adherencia de sarro e incrustaciones en las paredes, principalmente por la precipitación de calcio y magnesio. De los ya mencionados, surge un nuevo factor que afecta principalmente a esta pérdida de conducción: el embancamiento de sólidos disueltos en tuberías con baja velocidad.

El único parámetro que se puede determinar mediante observaciones en terreno, es la disminución del diámetro interior en las tuberías. Para esto se realizaron mediciones en las tuberías, para los tres tipos de materiales constituyentes de la red, cuyos resultados se muestran en la Tabla 3.

**Tabla 3: Disminución media del diámetro**

Material de la Tubería	Disminución Promedio del Diámetro [mm]
Fierro Fundido	6
Asbesto Cemento	4
PVC	0

El valor máximo atribuido al fierro fundido, se debe al tiempo de servicio de las tuberías y al efecto de oxidación del cloro libre, que desencadena la formación de una capa de cloruro férrico en las paredes, y una disminución de diámetro interno. Para las tuberías de asbesto cemento, los valores corresponden principalmente a disminuciones por embancamiento en tuberías secundarias. Las tuberías de PVC, no presentaron disminuciones de diámetro. Los valores de los coeficientes de rugosidad de Hazen-Williams usados se muestran en la Tabla 4.

La elección de los valores que presentan mejor ajuste en las simulaciones hechas, se basó en el criterio de menor error cuadrático medio (ECM) existente

**Tabla 4: Combinaciones de coeficientes de rugosidad para cada material**

Materiales		
Fierro Fundido	Asbesto Cemento	PVC
60		
65	120	135
70	125	140
75	130	145
80	135	150
85	140	
90		

### 3.8.1.1.2 Resultados de Calibración

Una vez hechas las distintas combinaciones, los valores de rugosidad que presentaron menor error cuadrático medio son los que se entregan en la Tabla 5. De la Tabla 6 se aprecia que el error

máximo es alto, pero éste sólo se presenta una vez en un solo punto de muestreo. Los restantes valores se distribuyen con un error medio (EM) en el modelo bajo los 2 [m.c.a.], por lo que se adopta este ajuste para el modelo.

**Tabla 5: Resultados de la calibración de los coeficientes de rugosidad**

Materiales	Coefficientes de Rugosidad de Hanzen-Williams
Fierro Fundido	70
Asbesto Cemento	140
PVC	145

**Tabla 6: Principales resultados de la calibración**

Error Máximo [mca]	5.755
Error Mínimo [mca]	0.005
Media Observaciones [mca]	18.64
Media Calculada [mca]	18.69
EM [mca]	1.823
ECM [mca <sup>2</sup> ]	4.848
Coefficiente R <sup>2</sup>	0.80

### 3.8.1.2 Validación

Una vez ajustados los valores de rugosidad, se procedió a realizar la validación hidráulica del modelo. En este proceso, se compara las estimaciones hechas, con un nuevo set de datos de terreno, con el objetivo de determinar el comportamiento del modelo ante nuevos escenarios, se recogieron los datos Marzo 2004 y se aplicó la nueva configuración de la red al modelo.

#### 3.8.1.2.1 Resultados de Validación

Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 7, donde se muestran los principales valores de la modelación. En ella se puede ver una clara disminución de errores y en el valor del ECM, por lo que opta por ser la adecuada para el alcance del proceso.

**Tabla 7: Principales valores en nueva simulación**

Error Máximo [mca]	3.772
Error Mínimo [mca]	0.011
Media Observaciones [mca]	19.42
Media Calculada [mca]	19.65
EM [mca]	1.311
ECM [mca <sup>2</sup> ]	2.822
Coefficiente R <sup>2</sup>	0.78

### 3.8.2 Calibración y Validación del Modelo de Calidad

Se presenta la determinación y ajuste de los parámetros requeridos por el modulo de calidad de Epanet 2.00. Para la fase de calibración, se ajustaron las características del modelo de calidad, con el objetivo de emular los valores de las concentraciones de cloro y flúor existentes en la red, utilizando los valores de la campaña de Diciembre 2003. Para la validación del modelo, se utilizaron los valores de la campaña de Marzo 2004, con el fin de observar el grado de representatividad que presenta el modelo ante un nuevo escenario operativo.

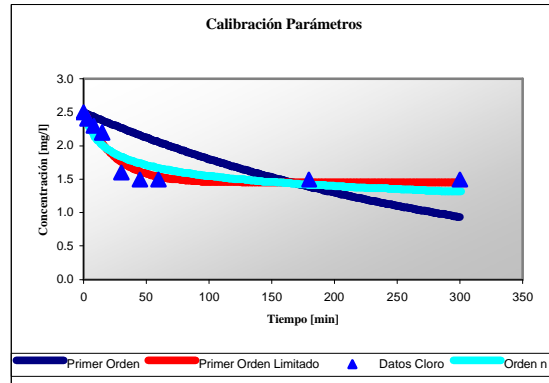
### 3.8.2.1 Calibración Cloro

#### 3.8.2.1.1 Determinación del Coeficiente de Decaimiento del Cloro con el Agua ( $K_a$ )

Para determinar el valor de la tasa de decaimiento del cloro con el agua, se procedió a recolectar muestras iguales de agua cruda cuyas mediciones en el tiempo del cloro residual, son presentados en la Tabla 8. Posteriormente, se evaluó su comportamiento mediante los cinco modelos señalados en el punto 2.5.1, ajustando mediante mínimos cuadrados cada uno sus respectivos parámetros.

**Tabla 8: Resultados laboratorio de cloro libre residual**

Tiempo [min]	Cloro Libre [mg/l]
0	2.5
3	2.4
8	2.3
15	2.2
30	1.6
45	1.5
60	1.5
180	1.5
300	1.5



**Figura 8: Gráficos de ajuste para modelos de cloro**

Una vez realizado el ajuste de parámetros para cada uno de los modelos, se obtuvieron los test estadísticos  $RSS$  y  $R^2$ . Observando la Tabla 9, se aprecia que el mejor ajuste fue hecho para el modelo de *primer orden limitado*.

**Tabla 9: Ajuste de parámetros en modelos de cloro**

	Primer Orden	Orden $n$		Primer Orden Limitado		Primer Orden Paralelo		
	$k_a$	$k_a$	$n$	$k_a$	$C^*$	$k_{a1}$	$k_{a2}$	$x$
	0.0033	0.0001	7.5855	0.0417	1.4464	0.0417	0.0000	0.4214
<b>RSS</b>	<b>1.57</b>	<b>0.25</b>		<b>0.08</b>		<b>0.09</b>		
<b>R2</b>	<b>0.47</b>	<b>0.84</b>		<b>0.97</b>		<b>0.95</b>		

*RSS: Suma de errores cuadráticos residuales; R2: Coeficiente de determinación estadístico*

#### 3.8.2.1.2 Determinación del Coeficiente de Decaimiento del Cloro con las Paredes ( $K_p$ )

La determinación fue realizada usando dos métodos: estimación del coeficiente de correlación rugosidad-reacción en la pared ( $F$ ) y ajuste de coeficientes de decaimiento para cada material.

Sus determinaciones fueron hechas mediante simulaciones hechas en Epanet 2.00, eligiendo aquellos valores que presentaban menor  $ECM$ , El ajuste se realizó considerando tanto la existencia de reacciones de orden cero como de primer orden en las paredes de las tuberías.

### a) Ajuste Mediante Coeficiente de Correlación Rugosidad-Reacción en la Pared

Las Figuras 9 y 10 muestran los gráficos  $ECM$  v/s  $F$  obtenidos. Se puede observar que para ambas cinéticas de decaimiento, los valores de  $ECM$  son cercanos al  $0.005 \text{ [mg/l]}^2$ , siendo la cinética de orden uno la que presenta el menor valor de error cuadrático medio ( $ECM=0.00383 \text{ [mg/l]}^2$ ), para un valor de  $F$  igual a  $2.3 \text{ [m/día]}$ .

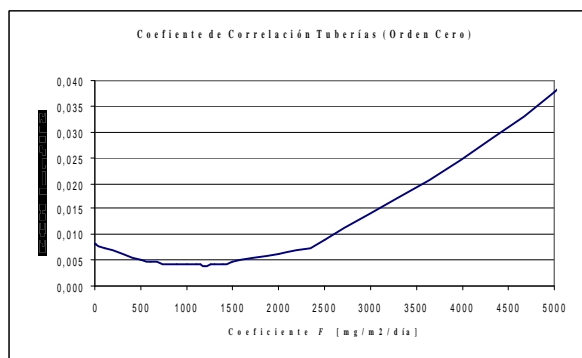


Figura 9: Ajuste coef. de correlación rugosidad-reacción en la pared (orden cero)

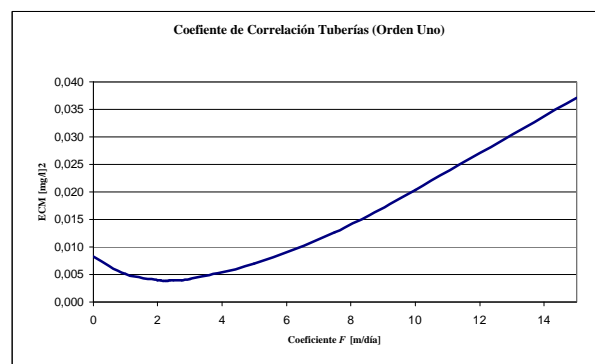


Figura 10: Ajuste coef. de correlación rugosidad-reacción en la pared (primer orden)

### b) Ajuste de Coeficientes de Decaimiento para cada Material

Dado que los estudios de laboratorio y terreno realizados por Vasconcelos et al. (1996), señalan a la corrosión presentada en el hierro fundido como el material que más afecta significativamente el decaimiento del cloro que aquellas relacionadas con biofilms y incrustaciones en las redes de distribución, en primer lugar se realizó la determinación del coeficiente de decaimiento del cloro con las paredes de tuberías de hierro fundido. De los resultados de la modelación se puede observar que los valores de  $ECM$  son cercanos a  $0.002 \text{ [mg/l]}^2$ , siendo la cinética de orden cero la elegida debido a que es la que presentaba el menor valor en el error cuadrático medio ( $ECM=0.00188 \text{ [mg/l]}^2$ ), para un valor de  $Kp$  igual a  $825 \text{ [mg/m}^2\text{/día]}$ .

Para las tuberías de asbesto cemento y PVC de la modelación con cinéticas de orden cero, se pueden observar la casi nula variación del  $ECM$  para diferentes valores del  $Kp$  en cada material. Específicamente los menores valores encontrados fueron de  $ECM=0.00185 \text{ [mg/l]}^2$  para un  $Kp=8.75 \text{ [mg/m}^2\text{/día]}$  en asbesto cemento y  $ECM=0.00182 \text{ [mg/l]}^2$  para un  $Kp=3.5 \text{ [mg/m}^2\text{/día]}$  en tuberías de PVC.

En las Tablas 10 y 11 se puede observar que el método que entrega mejor resultado es la cinética de orden cero para las reacciones del cloro con las paredes de las tuberías.

Tabla 10: Resultados de ajuste para cinéticas de orden cero

	Cinética de Orden Cero			
	Constante de Proporcionalidad	Por Material		
		Hierro Fundido	Asbesto Cemento	Pvc
	1200	825	8.75	3.5
EM	0.051	0.035	0.035	0.034
ECM	0.00408	0.00188	0.00185	0.00182

**Tabla 11: Resultados de ajuste para cinéticas de primer orden**

	Cinética de Orden Uno			
	Constante de Proporcionalidad	Por Material		
		Fierro Fundido	Asbesto Cemento	Pvc
	2.3	4.0	0.0	0.0
EM	0.048	0.036	0.036	0.036
ECM	0.00383	0.00194	0.00194	0.00194

### 3.8.2.1.3 Resultados Calibración Cloro

Los resultados entregados (Tabla 12) se aprecia que el error máximo es alto, pero valores sobre 0.1 [mg/l] se presentan solo dos veces en la simulación. Los restantes valores se distribuyen con un error medio de la red de 0.034 [mg/l], lo que se considera como bueno según los rangos reportados por Rossman et al. (1994) y Vasconcellos et al. (1996), cuyos valores varían entre los 0.020 a 0.150 [mg/l].

**Tabla 12: Principales resultados de la calibración**

Error Máximo [mg/l]	0.114
Error Mínimo [mg/l]	0.002
Media Observaciones [mg/l]	0.500
Media Calculada [m/l]	0.490
EM [mg/l]	0.034
ECM [mg/l <sup>2</sup> ]	0.00182

### 3.8.2.2 Validación Cloro

Una vez ajustados los valores de los coeficientes de decaimiento del cloro, se procedió a realizar la validación de calidad del agua para el cloro en el modelo Linares. Para tal fin, se recogieron los datos Marzo 2004 y se aplicó la nueva configuración de la red al modelo.

#### 3.8.2.2.1 Resultados de Validación

Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 13. Al observar los principales parámetros de los resultados de validación del modelo de calidad para el cloro, se puede observar que estos son similares, encontrando inclusive una mejora en los valores, tanto para el error medio (EM) como para el error cuadrático medio (ECM).

**Tabla 13: Principales resultados de la validación**

Error Máximo [mg/l]	0.125
Error Mínimo [mg/l]	0.001
Media Observaciones [mg/l]	0.420
Media Calculada [m/l]	0.410
EM [mg/l]	0.031
ECM [mg/l <sup>2</sup> ]	0.00146

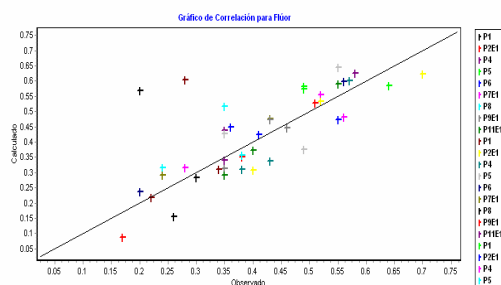


### 3.8.2.3 Calibración y Validación Flúor

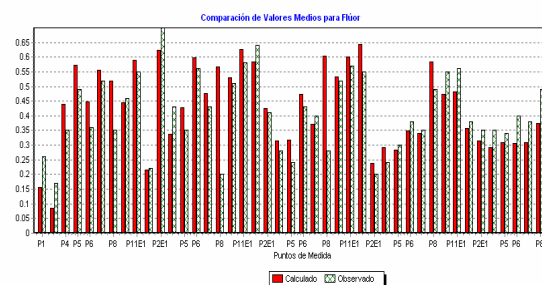
Para la modelación del flúor se establecieron las características operativas para el período de estudio de acuerdo a la información entregada. En ella se establece que el rango de concentraciones ingresada al sistema fluctúa entre los 0.8 a 0.85 [mg/l], adoptando para efectos de modelación una inyección de 0.85 [mg/l], en una primera aproximación. Debido a que el flúor es un compuesto conservativo, se limitará la modelación a sólo establecer las características operativas necesarias para una adecuada simulación en Epanet 2.00.

Primeramente, se realizó la modelación para el período de estudio de Diciembre 2003, donde los resultados tenían una discordancia de valores obtenidos, sobrepasando incluso en un 50% de la media de los datos realizados en la campaña. Dado a los malos resultados se realizó una nueva simulación en el programa, adoptando los datos de muestreo y forma operativa de la red para Marzo 2004, con el fin de verificar los resultados, obteniéndose nuevos resultados donde se aprecia que existe un problema. Por ello se revisó nuevamente todos los datos, especialmente los referentes a la forma de operación de la red, llegándose a la conclusión de que la inyección no es fija como se aseguraba sino que varía a través del tiempo. Por lo anterior, se procedió a realizar una nueva campaña de presiones y toma de concentraciones de flúor en la red (Septiembre 2004), adicionándose un muestreo de flúor a la salida de la planta de tratamiento Don Bosco de Linares. Con estas nuevas características, se realizó una nueva simulación en Epanet 2.00.

Gráficamente se puede apreciar (Figuras 11 y 12) que los nuevos valores entregados por el programa presentan un mejor ajuste. En la tabla 16 se entregan los principales valores de la simulación. En ella se observa que, si bien el error máximo es alto, éste se presenta una sola vez en los resultados, donde la gran mayoría de los errores son menores al 0.1 [mg/l]. El error medio (*EM*) obtenido resulta acorde al rango de variaciones enunciadas por Vasconcellos et al. (1996) cuyos valores varían entre los 0.017 a 0.125 [mg/l] del error medio obtenido en las mediciones de las concentraciones de flúor simuladas en Epanet 2.00.



**Figura 11: Gráfico de correlación entre concentraciones de flúor medidas y calculadas**



**Figura 12: Gráfico de valores entre concentraciones de flúor medidas y calculadas**

**Tabla 14: Principales resultados de la validación**

Error Máximo [mg/l]	0.367
Error Mínimo [mg/l]	0.003
Media Observaciones [mg/l]	0.410
Media Calculada [m/l]	0.430
EM [mg/l]	0.070

#### 4. CONCLUSIONES Y COMENTARIOS

Los datos de análisis del decaimiento del cloro con el agua realizados en laboratorio muestran que los modelos de cinéticas de decaimiento de primer orden limitado y primer orden paralelo proveen el mejor ajuste, en comparación de la cinética de primer orden.

No existe un método teórico que determine directamente las cinéticas de decaimiento del cloro en las reacciones con las paredes de las tuberías, por lo que una de las formas para su determinación es mediante la calibración entre datos de terreno y valores entregados por el programa.

La calibración del cloro en redes puede ser hecha mediante una constante cinética que relacione la reacción del cloro con la materia orgánica natural en el agua y cinéticas de orden cero o primer orden que relacionen el decaimiento debido a las reacciones con las paredes. El modelo de decaimiento del cloro calibrado de esta manera, obtuvo una diferencia promedio un 7.3% de las observaciones realizadas en terreno, encontrándose dentro del rango de resultados enunciados por Vasconcellos et al. (1996).

La tasa de reacción del cloro con las paredes de las tuberías puede relacionarse inversamente a las rugosidades existentes en la red. La ventaja del método es que sólo basta un parámetro ( $F$ ) para hacer variar el coeficiente de reacción en la pared a través de la red.

Los resultados demuestran que las reacciones con las paredes de tuberías de fierro fundido consumen significativamente más cloro en comparación con aquellas tuberías de asbesto cemento o PVC. De lo anterior se deduce que la corrosión presentada en las tuberías de este material juega un importante rol en la demanda de cloro.

La cinética de reacción del flúor en redes de distribución es nula, por ello debido a su comportamiento conservativo puede servir como una buena herramienta en los procesos de calibración de modelos hidráulicos.

Para efectuar una apropiada modelación del flúor en los sistemas, se demuestra que se debe conocer las cantidades adecuadas de concentraciones de flúor que se inyectan a la red, si esta información es inexacta, puede ocasionar importantes errores en la simulación. Es así, para las simulaciones realizadas en el modelo Linares mediante inyección fija, las diferencias medias encontradas superaron el 40% con respecto a los valores obtenidos en terreno. Una vez rectificadas las concentraciones a la entrada de la red, se obtuvo una diferencia porcentual de un 12.9%, resultando acorde al rango de valores reportados en las investigaciones de Vasconcellos et al. (1996).

## REFERENCIAS

Hass, C.N., y Karra, S.B. (1984). Kinetics of Wastewater Chlorine Demand Exertion. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 56(2). 170-173.

Le Chevalier, M.W., Lowry, C.D., y Lee, R.G. (1990). Disinfecting Biofilms in a Model Distribution System. *Journal of American Water Works Association*. 82(7). 87-97.

Rossmann, L.A., R.M. Clark, y Grayman, W.M. (1994). Modeling Chlorine Residuals in Drinking Water Distribution Systems. *Journal of Environmental Engineering*. ASCE. 120(4). 803-820.

Sharp, W.W., Pfeffer, J., y Morgan M. In Situ Chlorine Decay Rate Testing. Proc. AWWARF/USEPA Conference on Water Quality Modeling in Distribution Systems. Cincinnati.

Trussell, R.R. (1992). The Impact of Corrosion on Chlorine Decay in Distribution Systems. Project Advisory Committee for AWWARF (Project 815-92). Toronto. Canada.

Vasconcellos, J.J., Rossmann, L.A., Grayman, W.M., Boulos, P.F., y Clark, R.M. (1997). Kinetics of Chlorine Decay. *Journal of American Water Works Association*. 89(7). 55-65.

Vasconcellos, J.J., Rossmann, L.A., Grayman, W.M., Boulos, P.F., Clark, R.M, Kiene, L., Wable, O., Biswas, P., Bhari, A., y Goodrich, J.A. (1996). Characterization and Modeling of Chlorine Decay in Distribution Systems. AWWARF (90705). Denver.

