

MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO

MODELACIÓN HIDRÁULICA Y DE CALIDAD DEL AGUA EN REDES DE DISTRIBUCIÓN

13



MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO

MODELACIÓN HIDRÁULICA Y DE CALIDAD DEL AGUA EN REDES DE DISTRIBUCIÓN

COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento

Modelación Hidráulica y de Calidad del Agua en Redes de Distribución

ISBN: 978-607-626-014-2

D.R. © Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Boulevard Adolfo Ruiz Cortines No. 4209 Col. Jardines en la Montaña
C.P. 14210, Tlalpan, México, D.F.

Comisión Nacional del Agua
Insurgentes Sur No. 2416 Col. Copilco El Bajo
C.P. 04340, Coyoacán, México, D.F.
Tel. (55) 5174-4000

Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Impreso y hecho en México
Distribución gratuita. Prohibida su venta.
Queda prohibido su uso para fines distintos al desarrollo social.
Se autoriza la reproducción sin alteraciones del material contenido en esta obra,
sin fines de lucro y citando la fuente.

CONTENIDO

Presentación	VII
Objetivo general	IX
Introducción a la modelación hidráulica y de calidad del agua en redes de agua potable	XI
1. Importancia de la modelación	1
2. Modelación matemática aplicada a redes de distribución de agua potable	7
2.1. Antecedentes	7
2.2. Tipos de modelos	7
2.2.1. Aplicaciones	7
2.2.2. Grado de detalle	8
2.2.3. Variación en el tiempo	8
2.2.4. Variables del sistema	10
3. Modelos hidráulicos	13
3.1. Etapas en la elaboración de un modelo hidráulico	13
3.1.1. Determinar los alcances del modelo	14
3.1.2. Recopilación de información	14
3.1.3. Topología de la red	14
3.1.4. Esqueletización de la red (Agregación espacial)	22
3.1.5. Asignación de demanda	27
3.1.6. Recomendaciones para la asignación de consumos en modelos matemáticos	33
3.1.7. Fugas en la red de distribución	36
3.1.8. Calibración del modelo de simulación hidráulica	38
3.2. Ejemplo de aplicación	43
3.2.1. Introducción	43
3.2.2. Determinar los alcances del modelo	43
3.2.3. Recopilar la información	44
3.2.4. Topología de la red	45
3.2.5. Esqueletización de la red	48
3.2.6. Asignación de la demanda	48
3.2.7. Integración de los componentes del modelo	50
3.2.8. Calibración del modelo de simulación hidráulica	50
4. Fundamentos de la modelación de calidad del agua	55
4.1. Transporte y mezcla en la red de tuberías	55
4.1.1. Mezcla en los nodos	55
4.1.2. Transporte en tubería	58
4.1.3. Funciones de reacción	63
4.1.4. Modelos de multiespecies	69

4.1.5. Resumen de las relaciones de reacción	71
4.1.6. Ejemplos de aplicación	72
4.2. Estimación de orden de reacción y coeficientes	77
4.2.1. Métodos para la estimación del orden de reacción y de los coeficientes	78
4.2.2. Ejemplo de aplicación	82
4.3. Relaciones de reacción para los subproductos de desinfección	84
4.4. Reacciones con la pared de la tubería para el decaimiento de cloro	85
4.4.1. Coeficientes de reacción	85
4.4.2. Transporte radial en l flujo	86
4.4.3. Ejemplo de aplicación	88
4.5. Edad del agua y trazadores	90
5. Simulación de calidad del agua en estado permanente	91
5.1. Antecedentes	91
5.2. Algoritmo general para redes en estado permanente	91
6. Simulación dinámica de calidad del agua	105
6.1. Antecedentes	105
6.2. Requerimientos de entrada para modelación de calidad del agua	106
6.3. Método Euleriano de diferencias finitas (FDM)	107
6.4. Método de volúmenes discretos (DVM)	109
6.5. Método de tiempo de viaje (TDM)	112
6.6. Método de manejo por eventos (EDM)	113
6.7. Comparación de los métodos dinámicos para calidad del agua	114
6.8. Precisión del modelo de calidad del agua	115
6.9. Modelación de la calidad del agua en tanques o depósitos	116
6.9.1. Mezcla y envejecimiento en instalaciones de almacenamiento	117
6.9.2. Modelos de sistemas	120
6.9.3. Ecuaciones para los diferentes modelos	123
7. Aplicación de un modelo de calidad del agua	129
7.1. Requisitos fundamentales para muestrear cloro	129
7.1.1. Ubicación de los puntos de muestreo	130
7.1.2. Frecuencia y duración del muestreo	131
7.1.3. Preparación de los sitios de muestreo	131
7.1.4. Disposición del Equipo necesario	131
7.1.5. Procedimiento para la toma de muestra de cloro	132
7.1.6. Calibración de equipos de medición	135
7.1.7. Formatos de apoyo	135
7.1.8. Capacitación y comunicación con el personal	136

7.2. Calibración de un modelo de calidad del agua	136
7.2.1. Medición de la reacción del cloro con el volumen de agua, coeficiente k_b	137
7.2.2. Medición en tramos para determinar el coeficiente de decaimiento total k	139
7.2.3. Cálculo de la reacción con la pared de la tubería (tasa de reacción con la pared)	142
7.2.4. Recomendaciones	144
7.2.5. Comparación de resultados	145
8. Modelos hidráulicos y de calidad del agua	147
8.1. Antecedentes y estado del arte en el mundo	147
8.2. Estado del arte en México	148
8.3. Recomendaciones en la elección de un programa de simulación hidráulica y de calidad del agua	149
Conclusiones	151
Bibliografía	153
Glosario	159
Ilustraciones	173
Tablas	177



PRESENTACIÓN

Uno de los grandes desafíos hídricos que enfrentamos a nivel global es dotar de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento a la población, debido, por un lado, al crecimiento demográfico acelerado y por otro, a las dificultades técnicas, cada vez mayores, que conlleva hacerlo.

Contar con estos servicios en el hogar es un factor determinante en la calidad de vida y desarrollo integral de las familias. En México, la población beneficiada ha venido creciendo los últimos años; sin embargo, mientras más nos acercamos a la cobertura universal, la tarea se vuelve más compleja.

Por ello, para responder a las nuevas necesidades hídricas, la administración del Presidente de la República, Enrique Peña Nieto, está impulsando una transformación integral del sector, y como parte fundamental de esta estrategia, el fortalecimiento de los organismos operadores y prestadores de los servicios de agua potable, drenaje y saneamiento.

En este sentido, publicamos este manual: una guía técnica especializada, que contiene los más recientes avances tecnológicos en obras hidráulicas y normas de calidad, con el fin de desarrollar infraestructura más eficiente, segura y sustentable, así como formar recursos humanos más capacitados y preparados.

Estamos seguros de que será de gran apoyo para orientar el quehacer cotidiano de los técnicos, especialistas y tomadores de decisiones, proporcionándoles criterios para generar ciclos virtuosos de gestión, disminuir los costos de operación, impulsar el intercambio de volúmenes de agua de primer uso por tratada en los procesos que así lo permitan, y realizar en general, un mejor aprovechamiento de las aguas superficiales y subterráneas del país, considerando las necesidades de nueva infraestructura y el cuidado y mantenimiento de la existente.

El Gobierno de la República tiene el firme compromiso de sentar las bases de una cultura de la gestión integral del agua. Nuestros retos son grandes, pero más grande debe ser nuestra capacidad transformadora para contribuir desde el sector hídrico a **Mover a México**.

Director General de la Comisión Nacional del Agua



OBJETIVO GENERAL

El *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento* (MAPAS) está dirigido a quienes diseñan, construyen, operan y administran los sistemas de agua potable, alcantarillado y saneamiento del país; busca ser una referencia sobre los criterios, procedimientos, normas, índices, parámetros y casos de éxito que la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), en su carácter de entidad normativa federal en materia de agua, considera recomendable utilizar, a efecto de homologarlos, para que el desarrollo, operación y administración de los sistemas se encaminen a elevar y mantener la eficiencia y la calidad de los servicios a la población.

Este trabajo favorece y orienta la toma de decisiones por parte de autoridades, profesionales, administradores y técnicos de los organismos operadores de agua de la República Mexicana y la labor de los centros de enseñanza.



INTRODUCCIÓN A LA MODELACIÓN HIDRÁULICA Y DE CALIDAD DEL AGUA EN REDES DE AGUA POTABLE

Los sistemas de distribución de agua son parte fundamental en el bienestar y desarrollo de la población. Sin embargo, en ellos se presentan problemas como la escasez de agua y la distribución irregular. Resolver estos problemas exige alcanzar un conocimiento profundo de los sistemas de distribución de agua para tomar mejores decisiones y optimizar el servicio.

En los últimos años se han desarrollado diferentes técnicas para resolver algunos de los problemas que se presentan en los sistemas de distribución de agua. Una de ellas ha despertado interés recientemente por su enorme importancia: la tecnología de los modelos de simulación matemática.

En la actualidad, los modelos de simulación matemática son la base para el cálculo hidráulico y de calidad del agua en diferentes estados en la red de distribución. Estas simulaciones arrojan resultados útiles para la planificación, operación y gestión de la red. Es importante tener en cuenta que el análisis puede hacerse mediante programas de cómputo si se dispone de datos, lo que muchas veces no ocurre. Para superar este obstáculo, se han desarrollado diferentes técnicas aplicables de dos maneras: en una red de distribución nueva y en una red que se encuentre en servicio.

En caso de tener una red nueva, el problema se reduce considerablemente, ya que se utilizan los parámetros de diseño. Caso contrario ocurre con una red en servicio, puesto que los parámetros con los que se proyectó la red se han modificado por el propio funcionamiento de esta. Saber qué parámetros se han modificado y las circunstancias que hacen que varíen es fundamental en el momento de estimarlos. En esto consiste una de las aportaciones de la presente obra. A di-

ferencia del manual de usuario de algún programa de simulación, aquí se pretende analizar cómo se estiman estos parámetros y así obtener mejores resultados y mayor conocimiento de la red de distribución analizada. También se describen con detalle las etapas en la elaboración de un modelo hidráulico y los puntos importantes que permitirán lograr un modelo de simulación adecuado.

En el pasado únicamente se consideraba el análisis hidráulico con el objetivo de obtener las velocidades o los gastos en los tramos y las presiones en los nodos. En la actualidad, con el surgimiento de los modelos de simulación de calidad del agua, que calculan, entre otras, la evolución de un soluto (como el cloro residual dentro de las tuberías), los modelos de simulación han evolucionado hacia una nueva etapa en el avance de este conocimiento.

Los modelos de calidad del agua suelen usarse para conocer la concentración de sustancias conservativas, como el flúor, y no conservativas, como el cloro residual. Los modelos cobran particular importancia en el último caso por ser el desinfectante más empleado dentro de las redes. El presente libro incluye información sobre la calidad del agua en los sistemas de distribución y los problemas asociados a la calidad del agua dentro de las tuberías.

Se incluye además la base teórica de los modelos de simulación de calidad del agua: los mecanismos de transporte que intervienen, las ecuaciones fundamentales, las reacciones cinéticas, los tipos de simulación (estática y dinámica) y un tema de reciente incorporación a este campo, que es la dispersión.

Por último, se incluyen ejemplos prácticos que respaldan el conocimiento adquirido sobre la modelación en redes de agua potable.

1

IMPORTANCIA DE LA MODELACIÓN

La experiencia muestra que la calidad del agua potable dentro de una red de distribución cambia en su trayecto, desde las fuentes de abastecimiento hasta llegar a los usuarios. El desinfectante (cloro) decae una vez introducido en las fuentes, y existe el peligro de que ciertas partes de la red queden desprotegidas, con el correspondiente riesgo para la salud de la población. Los organismos operadores de agua potable en México determinan la dosis del desinfectante, tanto en las fuentes como en las probables estaciones de reinyección, de manera empírica (por medio de prueba y error): aplicando cierta dosis y revisando la concentración en diferentes puntos de la red. Dadas las dimensiones de las redes de agua potable en ciudades, es imposible muestrear la concentración en cada punto de la red.

Debido a esto, la concentración del desinfectante puede mantenerse en los límites aceptables en todos los puntos donde muestrea el organismo operador, pero pueden quedar muchos otros puntos de la red donde la concentración sea insuficiente. Cabe señalar que no siempre la concentración más baja se presenta en las partes más alejadas de las fuentes. El decaimiento del desinfectante es proporcional al tiempo que el agua permanece en la red antes de ser consumida. Con esto, el desinfectante puede decaer más rápidamente en cualquier parte de la red con escasa recirculación del agua (velocidad baja del flujo) o en los tanques de almacenamiento. El

problema de mantener y controlar el desinfectante se complica aún más cuando la red es abastecida por varias fuentes a la vez. Finalmente, el flujo en las redes de agua potable no es permanente durante todo el día debido a la variación horaria de la demanda, lo cual genera una constante variación temporal de la concentración en cada punto de la red. Por todo lo anterior, para un organismo de agua potable en México es de gran utilidad conocer la concentración en cada punto de la red y a cada hora del día, con el objeto de cumplir con el abasto de desinfectante requerido por las normas correspondientes, en agua para consumo humano.

Los modelos matemáticos de la calidad del agua en las redes de distribución permiten calcular la concentración de cloro (u otro parámetro físico-químico del agua) en diferentes escenarios de operación, en todos los puntos de la red y para cualquier instante del día. Esto es de gran ayuda para conocer el grado de desinfección con cloro en la red, desde las fuentes de abastecimiento hasta la toma domiciliaria de los usuarios. Un modelo de este tipo se compone de un submodelo hidráulico que predice la circulación del flujo en las tuberías y un submodelo de transformación físico-química, que predice los cambios que sufre el desinfectante en la red y en los tanques. En términos generales, el modelo se alimenta con los siguientes datos:

- Trazo de la red
- Altimetría
- Material y diámetro de las tuberías
- Tanques (elevación y dimensiones)
- Válvulas: tipo y estado (cerrada, semia-bierta o abierta)
- Bombas
- Datos operacionales:
- Itinerario de operación de las bombas
- Tandeos
- Demanda de agua potable
- Desinfección:
- Puntos de introducción del desinfectante y concentración
- Coeficientes de reacción del cloro con el agua y con las tuberías y tanques

Una parte de estos datos se toman del catastro de la infraestructura, y otra parte (como los coeficientes de reacción) se obtiene por medio de mediciones de campo y de laboratorio.

Introducidos y validados, se corre el modelo con estos datos y se obtiene, entre otros resultados, la concentración del cloro (u otro parámetro físico-químico que se quiera modelar) en cada punto de la red. Este resultado permite identificar las partes de la red con concentración insuficiente o excesiva del desinfectante, analizar las causas de estas alteraciones y formular posibles soluciones.

Un modelo de simulación de la calidad del agua puede facilitar la tarea de garantizar un nivel de desinfección adecuado en cada punto del sistema de distribución de agua potable. Como se mencionó, el modelo se alimenta con los datos físicos y operacionales (hidráulicos) del sistema de distribución y proporciona la concentración del desinfectante en cada punto, lo que favorece la identificación de las partes potencialmente

problemáticas de la red y ayuda a definir estrategias para una desinfección eficiente en todo el sistema.

Algunos beneficios de la implementación del modelo en una ciudad son (Alcocer-Yamanaka *et al.*, 2004):

- Analizar el comportamiento del desinfectante en la red
- Ayuda en la definición de diferentes estrategias para garantizar la calidad del agua en la red
- Ayuda para determinar la dosificación óptima de cloro en las fuentes y plantas, y para determinar la necesidad de unidades auxiliares de inyección secundaria
- Identificar las partes potencialmente problemáticas de la red y las medidas a tomar para solucionar el problema
- Permite conocer la calidad del agua resultante de la mezcla de aguas de diversas fuentes de abastecimiento dentro de la red
- Puede usarse para investigar las causas de una reducción de calidad del agua
- Analizar el comportamiento de sustancias químicas en la red y, en caso de un accidente de contaminación, determinar quiénes serían los usuarios afectados y el tiempo de transporte del contaminante. Lo anterior ayuda a los operadores a conocer el tiempo disponible para iniciar acciones correctivas
- Permite optimizar la ubicación de los puntos de muestreo de la calidad del agua en la red
- El modelo hidráulico que se implementa como parte del modelo de calidad del agua puede ser usado en otros proyectos, como sectorización de la red mediante el

establecimiento de distritos hidrométricos para control de pérdidas de agua potable, mejoras en la distribución y otros

- En general, proporciona un conocimiento detallado del funcionamiento hidráulico y de la calidad del agua en la red de distribución, que, a su vez, permite otros beneficios de un mejor control y una operación más consciente

Los modelos de calidad del agua pueden ser utilizados para realizar otra serie de estudios (Grayman et. al., 2000):

- Calibración y ensayo de modelos hidráulicos del sistema, mediante trazadores químicos
- Localización y dimensionamiento de instalaciones de almacenamiento o regulación, y modificación del funcionamiento del sistema para reducir el tiempo de residencia del agua dentro de la red
- Evaluar la vulnerabilidad del sistema a incidentes de contaminación externa

En México, como en la mayor parte de Latinoamérica, existen numerosas formas de medir el cloro. Sin embargo, su comportamiento sigue resultando confuso. Como se puede ver en esta sección, las actividades relacionadas con el muestreo del desinfectante suelen hacerse mediante prueba y error.

Contar con un modelo de simulación de cloro en las redes ayudaría a reducir este tipo de prácticas, con lo que se optimizarían los recursos de la institución y se podría garantizar la salud de los usuarios.

Normalmente las personas encargadas de planear y diseñar el servicio de las redes de distribución de agua potable descuidan la confiabilidad en la calidad del agua. Normalmente se omiten aspectos relacionados con la calidad del agua en:

- El diseño de una red de distribución nueva
- La sectorización de redes
- Ampliación de la red de distribución
- Revisión de la operación de una red de distribución en servicio

Estos trabajos inciden directamente en la calidad del agua que se entregará al usuario. En la mayoría de las ocasiones esta calidad podría ser asegurada si existiera el apoyo de un modelo de simulación hidráulico y de calidad del agua.

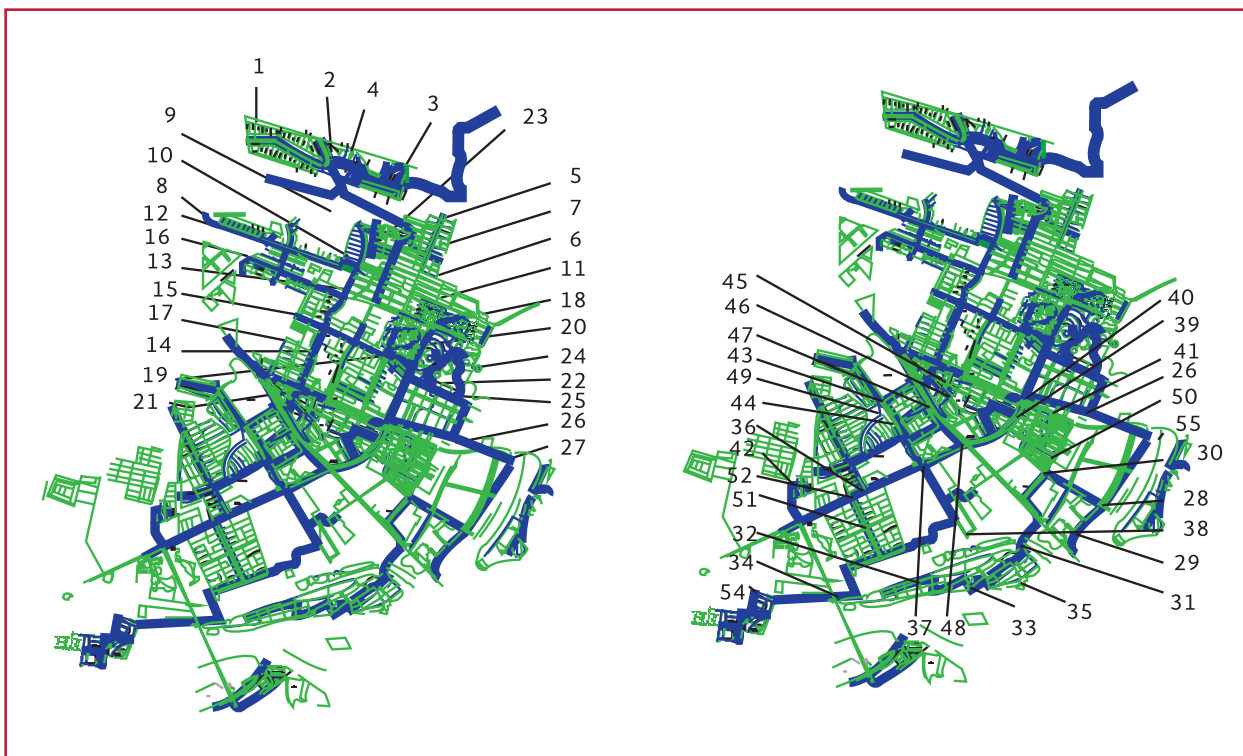
Normalmente, el personal encargado de la calidad del agua en las empresas de agua aplica cierta dosis de desinfectante en la fuente y mide después en diferentes puntos de la red para determinar si su concentración es suficiente. Sin embargo, estas rutas de muestreo consideran puntos fijos, como lugares específicos y casas habitación (Ilustración 1.1), lo que ocasiona los siguientes problemas:

- Al considerar rutas fijas de muestreo, se descuidan zonas donde podrían presentarse problemas con concentración insuficiente
- En ocasiones, por el contrario, se excede en el número necesario de mediciones en campo para obtener el comportamiento de cloro residual

- Al redefinir las rutas fijas, no se consideran aspectos hidráulicos y de calidad del agua porque en la mayoría de las ocasiones se desconoce el comportamiento del flujo y, con ello, de las sustancias, como el cloro residual, dentro de la red de distribución. Por ello, la elección de los puntos de muestreo se reduce nuevamente al arbitrio del operador
- Sin el conocimiento aproximado del decaimiento del cloro residual no se puede reducir el número de puntos de muestreo, lo que se traduce directamente en la no optimización de costos en: personal humano, infraestructura, equipos y reactivos necesarios para la obtención de la concentración de cloro residual en cada uno de los puntos de interés

Dentro de los modelos hay variables que destacan en la planificación de sistemas para lograr la

Ilustración 1.1 Ubicación de puntos de muestreo permanente realizados por la Junta de Agua Potable y Alcantarillado de Culiacán, Sin. (Alcocer-Yamanaka, 2007)

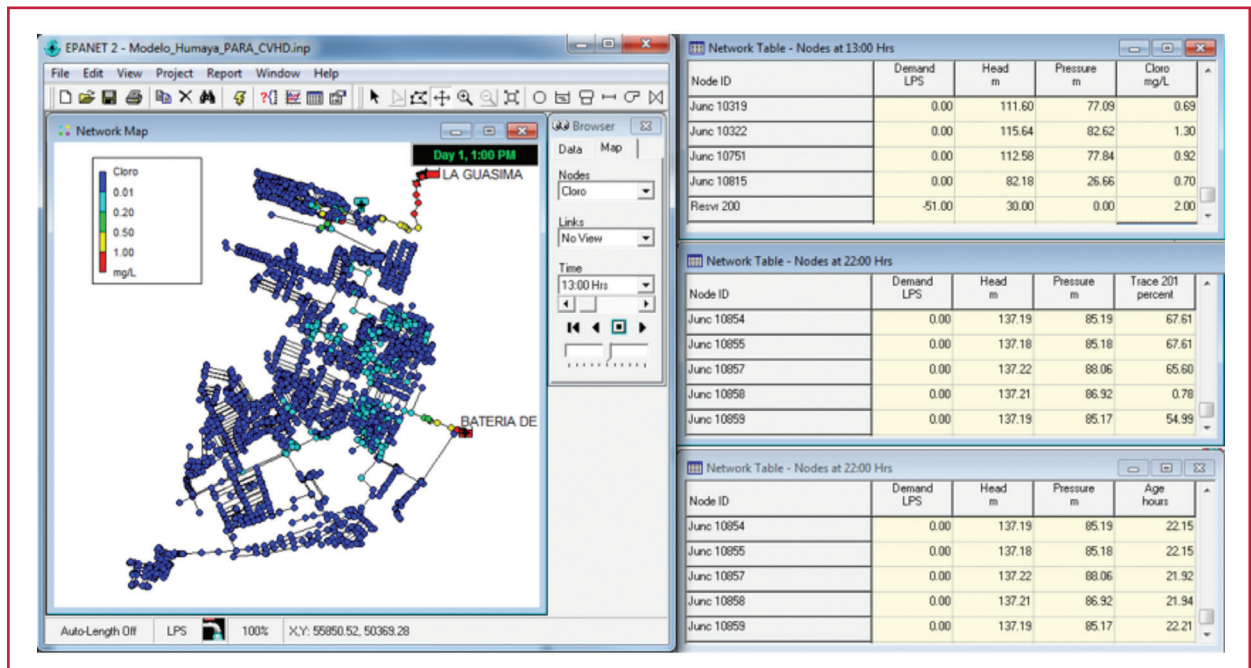


mayor calidad del agua. Una de estas variables, que se obtiene también en los programas de cómputo comerciales, es el tiempo de residencia del agua dentro de las tuberías. Como un ejemplo, en la Ilustración 1.2, se aprecia la edad del agua (horas) calculada con el modelo de calidad del agua de EPANET 2.0® para cuatro nodos, así como la influencia que tiene la fuente ubicada en el nodo 201 (porcentaje) sobre el consumo en los mismos nodos y la concentración de cloro (mg/L) para el tiempo determinado.

Debido a la naturaleza físico-química del cloro residual se deberán atender las siguientes recomendaciones al realizar un muestreo dentro de la red de distribución:

- El tiempo de residencia hidráulica será una variable fundamental para definir los puntos de muestreo dentro de la red de distribución

Ilustración 1.2 Resultados del modelo de calidad del agua del programa Epanet 2.0®



- En redes pequeñas, los tiempos de residencia hidráulica son cortos y no se produce decaimiento apreciable del desinfectante (Tzatchkov, et. al., 1994), por lo que tomar una muestra en la fuente de abastecimiento y en un número reducido de puntos bastaría para conocer la concentración del cloro residual dentro de la red
 - Una situación similar se presenta en modelos de redes grandes cuando se incluyen solamente las líneas principales, donde las velocidades del flujo son altas y, por lo tanto, el tiempo de residencia es corto
 - Será necesario tomar muestras también en tuberías donde la velocidad del flujo es baja y los tiempos de recorrido del agua son largos, como en las tuberías de diámetro pequeño (llamadas tuberías secundarias o tuberías de distribución), que son a las que están conectados los usuarios
 - Se piensa que los puntos más alejados son generalmente los de menor concentración; sin embargo, por las razones expuestas, es posible que una tubería no tan alejada de la fuente de abastecimiento o de un punto de reinyección de cloro presente concentraciones bajas de cloro residual, ya que los tiempos de residencia del agua pueden ser largos
 - Recientemente se ha demostrado teóricamente que un régimen laminar dentro de las tuberías (velocidades bajas) favorece el decaimiento del desinfectante y, con ello, una concentración insuficiente
- Normalmente, el principal obstáculo para aplicar una nueva metodología, estudio, innovación, diagnóstico o herramienta computacional dentro de los organismos operadores es la falta de información. Es el caso cuando se quiere aplicar un modelo de simulación de la calidad del agua dentro de las redes de distribución.

Para predecir el comportamiento hidráulico, la calidad del agua y el cloro residual dentro de las redes, es necesario tener la siguiente información:

- Catastro confiable de la red de distribución
- Conocimiento del estado de las válvulas y su operación (abiertas y cerradas)
- Número suficiente de mediciones de presión, caudal y niveles (en caso de existir tanques) con el objetivo de conocer el comportamiento hidráulico de la red
- Modelo hidráulico calibrado
- Mediciones de cloro residual en diferentes puntos de la red

El uso de un modelo de calidad del agua es extremadamente útil en el diseño y en la operación de redes de agua potable, ya que brinda la posibilidad de simular el decaimiento del desinfectante en la red y definir las estrategias nece-

sarias para garantizar la concentración requerida del mismo dentro del sistema de distribución (Tzátchkov et al., 2000).

Un modelo de calidad del agua aplicado a redes de distribución de gran magnitud es útil tanto si se consideran todas las tuberías como si se trabaja solo con una parte de estas. En los diferentes modelos de simulación que ofrecen tanto compañías como instituciones, las únicas herramientas con las que cuenta el usuario que desea aplicar un modelo hidráulico o de calidad del agua en una red de distribución son los manuales de usuario del propio programa. El objetivo principal de este libro es dar a conocer con mayor detalle algunos conceptos relacionados con la simulación, que forman parte de los modelos, con lo que el lector podrá comprender mejor los resultados que ofrecen. Además, se dan también recomendaciones y ejemplos prácticos de casos reales de aplicación en México y en el mundo.

2

MODELACIÓN MATEMÁTICA APLICADA A REDES DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA POTABLE

2.1. ANTECEDENTES

El uso de modelos matemáticos para el análisis de sistemas de distribución de agua potable fue propuesto por vez primera por Hardy Cross en 1936. Desde entonces, los métodos de solución empleados en los modelos han evolucionado del análisis del caudal en redes desarrollado por él, hecho a mano, hasta el desarrollo y extensión de modelos hidráulicos de redes para computadoras en las décadas de los setenta y ochenta, y la posterior aparición de los modelos de calidad del agua en redes de distribución, a finales de la década de los ochenta (Ilustración 2.1).

Actualmente, los modelos de simulación son sistemas completos de fácil manejo que permiten a los usuarios analizar y mostrar los parámetros hi-

dráulicos y de calidad del agua dentro de un sistema de distribución de agua potable. En el capítulo ocho se abordarán de manera resumida los últimos avances a nivel nacional y mundial en este tema.

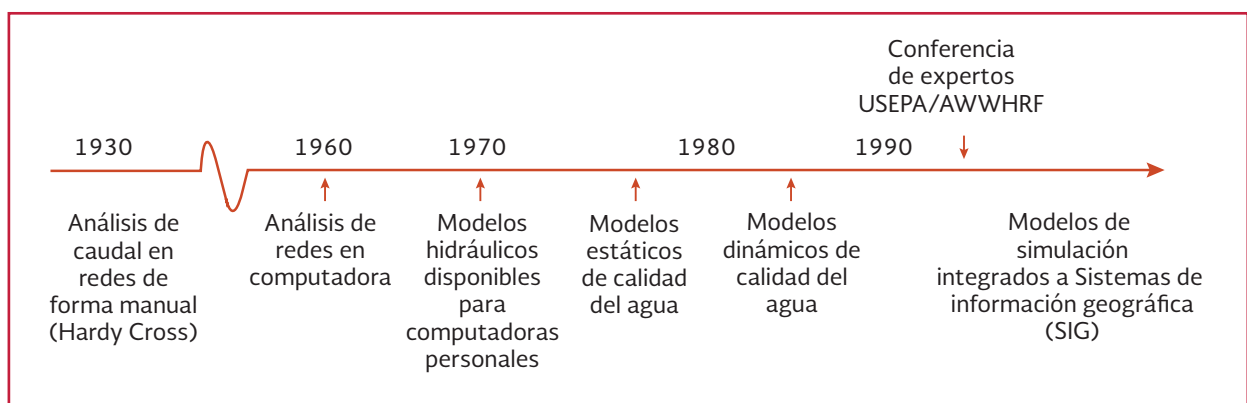
2.2. TIPOS DE MODELOS

Tomando en cuenta el desarrollo que en los últimos años han experimentado los modelos de simulación, es posible clasificarlos de acuerdo con el objetivo que persigan o los criterios que se establezcan.

2.2.1. APLICACIONES

De acuerdo con su aplicación, los modelos se clasifican en modelos de planificación y modelos operacionales o de diseño.

Ilustración 2.1 Desarrollo histórico de los modelos de simulación matemática aplicados a redes de distribución de agua potable



2.2.1.1. Modelos de planificación

Estos modelos se utilizan para evaluar el rendimiento, los impactos económicos o cuantitativos de sistemas propuestos de tuberías, cambios en procedimientos operativos, comportamiento de distintos elementos, como válvulas de control, tanques, etcétera.

2.2.1.2. Modelos operacionales o de diseño

Se emplean para predecir el comportamiento hidráulico de variables, como la presión y los caudales en la red, y los niveles en tanques de regulación. El objetivo es tener un mejor soporte en la toma de decisiones.

2.2.2. GRADO DE DETALLE

En nuestro país el grado de detalle es muy importante porque en ocasiones se ejecutan trabajos que no requieren un nivel de detalle profundo, como en la toma de decisiones en la planificación.

2.2.2.1. Modelos estratégicos o arteriales

Estos modelos solo incorporan elementos primordiales, como tuberías primarias y tanques de almacenamiento y regulación.

Se emplean como instrumento de planeación y diseño, como en la ampliación de la red de distribución por la incorporación de nuevas colonias.

2.2.2.2. Modelos detallados

Normalmente, para cubrir las necesidades de regulación y control de los sistemas de distribu-

ción, se requiere un modelo estratégico, e incluso, en ocasiones, se necesita un nivel de detalle mayor. Estos modelos llegan a incluir las tuberías secundarias y hasta las tomas domiciliarias (Guerrero, 2002).

2.2.3. VARIACIÓN EN EL TIEMPO

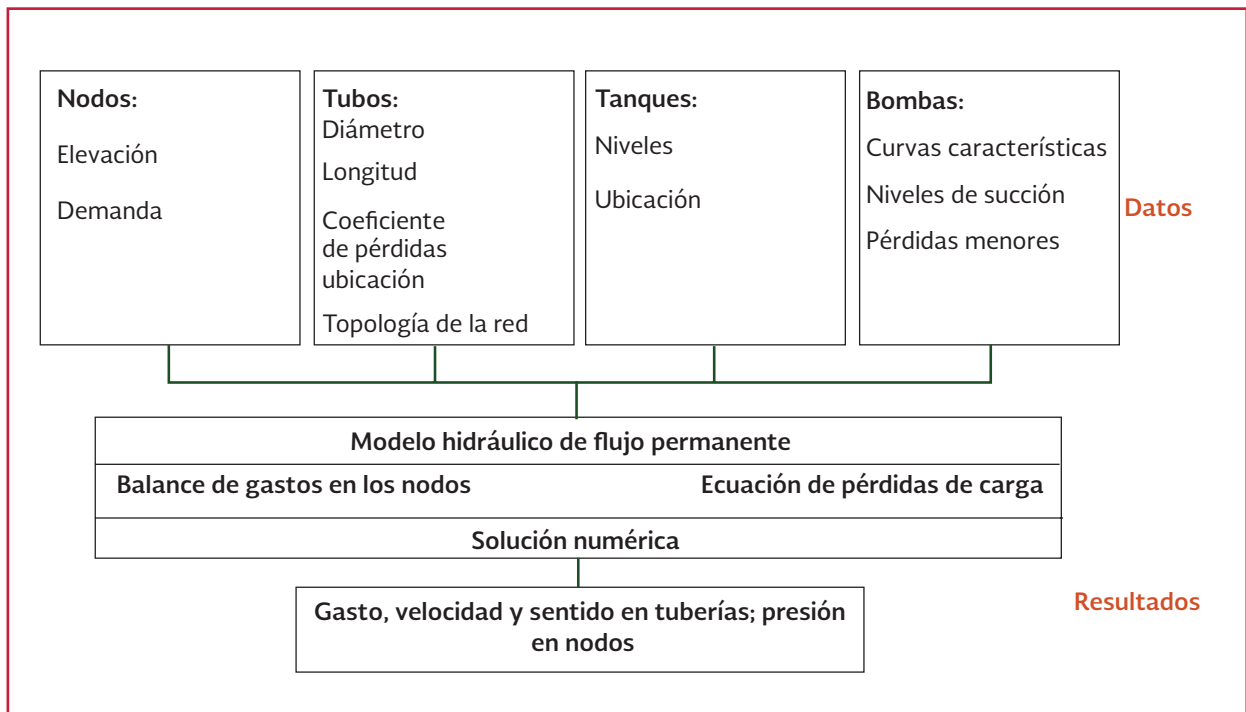
El tiempo es una variable fundamental en la simulación de redes de agua potable. Existen dos tipos de modelación: estática y dinámica.

2.2.3.1. Estáticos o de flujo permanente

En este tipo de modelos se da por hecho que los caudales demandados e inyectados permanecen constantes, que no existen variaciones en la operación en la red, y que el nivel en los tanques es fijo. Es cierto que las redes de distribución de agua potable no permanecen invariables a lo largo del tiempo. No obstante, estos modelos se emplean frecuentemente para analizar el comportamiento de la red con los caudales máximos horarios, así se le somete a las condiciones más desfavorables. También son empleados como condición inicial para otro tipo de modelos de mayor grado de complejidad: los cuasiestáticos o los periodos extendidos. De forma general, un programa o software comercial sobre modelación hidráulica en redes de distribución solicita, al menos, los siguientes datos para el análisis en estado permanente (Ilustración 2.2).

- Tuberías (tramos de la red): diámetro, longitud, coeficientes de pérdidas de carga por fricción
- Válvulas (abiertas, cerradas o semicerradas y en qué grado)
- Conexiones entre las tuberías (topología de la red)
- Nodos: elevación, demanda de agua

Ilustración 2.2 Diagrama de un modelo hidráulico de flujo permanente



- Tanques: nivel de agua (se considera constante en un análisis de flujo permanente)
- Bombas: curvas gasto-carga, nivel de succión, pérdidas de cargas menores

El programa arrojará una serie de resultados: el caudal con su velocidad en los tramos de tuberías, la presión en los nodos, las pérdidas de carga, el sentido del flujo y el nivel en los tanques.

2.2.3.2. Dinámicos o de flujo no permanente

A diferencia de los modelos estáticos, en los modelos de tipo dinámico se permite la variación temporal de los caudales demandados e inyectados, de las condiciones operativas de la red y de los niveles en los tanques. Consideran bajo ciertas restricciones, simular la evolución temporal de la red, en un intervalo determinado. Estos modelos se clasifican en inerciales y no inerciales.

2.2.3.3. Inerciales

Consideran la inercia del fluido en su movimiento, es decir, la energía que consumen o devuelven los cambios de velocidad. Estos modelos se subdividen, a su vez, en elásticos y rígidos, dependiendo de la inclusión o exclusión de la elasticidad del fluido y de la tubería.

Tienen aplicación en simulaciones que involucran cambios bruscos de velocidad en el sistema, derivados de maniobras repentinas y de roturas de tuberías, entre otras. Cuando estos cambios ocurren muy rápidamente, deberán considerarse los efectos elásticos en las tuberías y en el agua, como lo hacen los modelos elásticos o de golpe de ariete. Si los cambios no son tan rápidos, será suficiente incluir y considerar la inercia del fluido, que se traduce en una tubería indeformable y en agua incompresible, como sucede en un modelo rígido.

2.2.3.4. No inerciales

Simulan una serie de estados permanentes sucesivos bajo ciertas condiciones de frontera, variables en el tiempo. Estas variaciones le dan el carácter dinámico al modelo. Este modelo es conocido como cuasidinámico y su uso es ampliamente conocido como 'de simulación en período extendido' (*extended period simulation*, EPS). Se emplea cuando las variaciones en la velocidad del fluido en el interior de las tuberías son muy bajas, y se desprecia la energía que el fluido invierte o recupera al acelerar o desacelerar.

Básicamente se aplica para simular la evolución temporal de una red de abastecimiento en condiciones normales de funcionamiento, en las que los consumos en los nodos varían de manera gradual. De forma general, el modelo EPS se basa en soluciones consecutivas de flujo permanente para cada hora del día u otro intervalo con la demanda correspondiente y en el balance del volumen de agua en los tanques.

Además de los datos iniciales que solicita el modelo de flujo permanente (Ilustración 2.2), un programa o software comercial de modelación de flujo en periodos extendidos requiere los siguientes datos (Ilustración 2.3):

- Dimensiones de los tanques
- Variación de la demanda dentro de las 24 horas del día

Un programa de estas características arrojará una serie de resultados (el gasto en las tuberías, presión y demanda en los nodos, los niveles en los tanques) que cambian con el tiempo y se presentan para cada intervalo considerado en el análisis.

2.2.4. VARIABLES DEL SISTEMA

De acuerdo con el objetivo y las variables de interés se clasifican en hidráulicos y de calidad del agua.

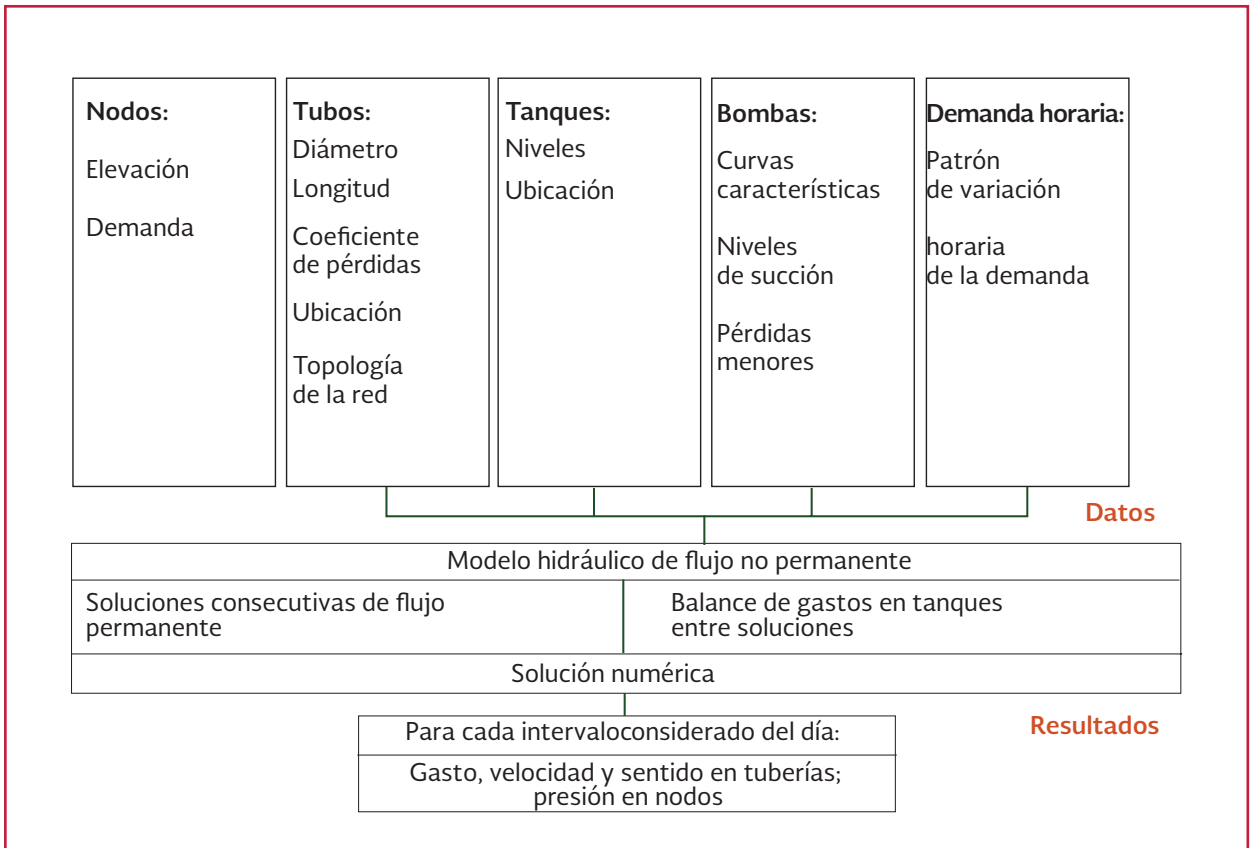
2.2.4.1. Hidráulicos

Estos modelos determinan los caudales y presiones dentro de la red de distribución de agua, bajo condiciones iniciales y de frontera establecidas.

2.2.4.2. Calidad del agua

Los modelos de calidad del agua determinan la variación temporal y espacial de un determinado parámetro físico-químico de la calidad del agua, como la concentración de sustancias contaminantes o bien, desinfectantes. Aun cuando se conocen como modelos de calidad del agua, la aplicación se ha reducido a la modelación del cloro residual y del flúor. Esta clase de modelos requiere variables hidráulicas, como la velocidad, calculadas previamente con la ayuda de un modelo hidráulico.

Ilustración 2.3 Diagrama de un modelo hidráulico de flujo no permanente





3

MODELOS HIDRÁULICOS

3.1. ETAPAS EN LA ELABORACIÓN DE UN MODELO HIDRÁULICO

La implementación de un modelo de simulación hidráulica se desarrolla en dos etapas.

La primera de ellas, la construcción del modelo de simulación hidráulica, tiene las siguientes fases:

- Determinar el tipo de temas que el modelo ayudará a resolver o responder
- Recopilar la información necesaria para caracterizar los componentes incluidos en el modelo
- Representar los componentes de la red real de distribución, en términos adecuados para ser usados por el modelo implementado (topología de la red)
- Esqueletizar la red, esto es, simplificar la red de tuberías según el uso y la información disponible
- Integrar los componentes físicos de la red de distribución
- Analizar y asignar los consumos registrados. Se trata de incorporar en el modelo las demandas en los puntos de consumo para cada periodo de tiempo analizado
- Integrar los componentes no físicos de la red de distribución

Tras cumplir con las fases anteriores, se cuenta con un modelo hidráulico sin validar, de la red de distribución.

La segunda etapa, la calibración del modelo de simulación hidráulica, se enfoca en la corrección y ajuste de los parámetros de la red. En la calibración del modelo se siguen, de manera general, los siguientes pasos:

- Medir presión y caudal en algunos puntos de la red para diferentes estados de demanda
- Ajuste del modelo. Se reproducen los estados de demanda de las mediciones; se comparan los valores de presión y de caudal medidos en la red con los obtenidos por el modelo de simulación hidráulica y se ajustan los diferentes parámetros, como el coeficiente de rugosidad de las tuberías y la demanda
- Resultados y conclusiones

Al final del proceso se obtiene un modelo hidráulico calibrado, que permitirá realizar simulaciones con cualquier estado de demanda en la red.

Las redes de distribución sufren constantes cambios, y por esta razón el modelo hidráulico calibrado deberá ser actualizado y recalibrado de forma periódica.

3.1.1. DETERMINAR LOS ALCANCES DEL MODELO

Es importante determinar la problemática que el modelo ayudará a resolver, y así podremos definir el tipo de modelo a implementar.

Por ejemplo, si el interés del organismo operador es conocer la distribución de presiones a lo largo de la red en horarios pico, podría proponerse un modelo arterial, en estado permanente, considerando el consumo doméstico máximo. (Véase la sección 2.2. Tipos de modelos) Si el objetivo es conocer la capacidad de almacenamiento necesaria de un tanque de regulación, entonces un modelo arterial, en estado no permanente, sería lo más adecuado. Para encontrar puntos con niveles bajos de concentración de cloro, se requerirá un modelo detallado, en estado no permanente. Siempre será necesario definir muy bien el objetivo que se persigue con la modelación, para seleccionar el tipo de modelo adecuado ya que esto se reflejará en el costo de la simulación.

3.1.2. RECOPIACIÓN DE INFORMACIÓN

La obtención de información confiable y precisa de los elementos que componen el sistema de distribución a simular es parte fundamental en la construcción de un modelo hidráulico.

Los elementos que generalmente componen un sistema de distribución son:

- Uniones o cruceros
- Depósitos o tanques de almacenamiento y de regulación
- Pozos
- Plantas potabilizadoras

- Tuberías
- Válvulas
- Bombas

En esta fase de recopilación se revisarán y actualizarán las fuentes de información de la red de distribución bajo estudio. Este trabajo requiere que todo el personal del organismo operador colabore, principalmente el personal de operación, pieza fundamental en la implementación del modelo de simulación, puesto que es quien trabaja a diario en la red.

Esta tarea implica la revisión de los planos existentes de la infraestructura de la red de distribución. Esto se complementa con la información que pueda proporcionar el personal de operación del organismo operador sobre modificaciones o correcciones en los planos, así como con la que se obtenga de campañas de levantamiento del catastro en campo, en caso de ser necesario, observe la Ilustración 3.1 y la Ilustración 3.2.

Estas actividades son de gran importancia puesto que la precisión de los resultados arrojados por el modelo dependerá de la información obtenida en campo. No es fácil obtener información de la infraestructura de la red, ya que es común que el organismo operador no cuente con planos actualizados del catastro. Además, el personal no siempre está dispuesto a proporcionar la información o no cuenta con ella. Hacer estudios de campo implica costos que pueden ocasionar que la implementación del modelo no sea rentable.

3.1.3. TOPOLOGÍA DE LA RED

La topología de la red consiste en la forma en que están conectados los diferentes elementos que la componen, y se llega a ella a partir de

Ilustración 3.1 Ejemplo de cruceros, tuberías y válvulas



Ilustración 3.2 Ejemplo de pozo o bomba y tanques de almacenamiento



la información generada por el proceso de recopilación. La Ilustración 3.3, presenta algunas configuraciones típicas de redes de distribución.

Para un modelo de simulación, los elementos de una red se clasifican en: nodos (*junctions*, en inglés) y líneas (*links* en inglés). Los elementos líneas se utilizan para representar tuberías, válvulas y bombas. Los elementos nodo representan las uniones entre los elementos línea y pueden ser: tanques, uniones entre tuberías, cambios de dirección y pozos (Ilustración 3.4).

3.1.3.1. Nodos

En condiciones de simulación hidráulica en estado permanente, los nodos generalmente requieren dos datos: la cota de terreno y la demanda, si es el caso, además, el tipo de consumo, la conectividad a la red, el sector de consumo al que pertenece, los niveles de fugas en la zona de influencia del punto, los usuarios o el número de viviendas que se abastecen del nodo y el tipo

de suministro (alimentación mediante un aljibe o directamente de la red). Para las simulaciones en períodos extendidos se requiere, además, la curva de la variación de la demanda.

Un ejemplo de lo anterior pueden ser los denominados 'grandes consumidores', como la industria, comercios, tiendas departamentales, escuelas, centros comerciales, entre otros. Al modelo de simulación se alimenta el consumo promedio que de este tipo de usuarios y se ubican en el nodo con proximidad o bien, se inserta un nuevo nodo a la red de distribución.

3.1.3.2. Depósitos o tanques de almacenamiento y regulación

De estos elementos se requiere la información siguiente:

- Ubicación
- Tipo (elevado o superficial)
- Capacidad
- Geometría

- Cota de plantilla
- Elevación de los niveles (máximo y mínimo) o nivel del agua

- Curva de nivel-volumen (en caso de ser necesario)
- Un ejemplo se muestra en la Ilustración 3.5.

Ilustración 3.3 Tipos de red de acuerdo con su topología

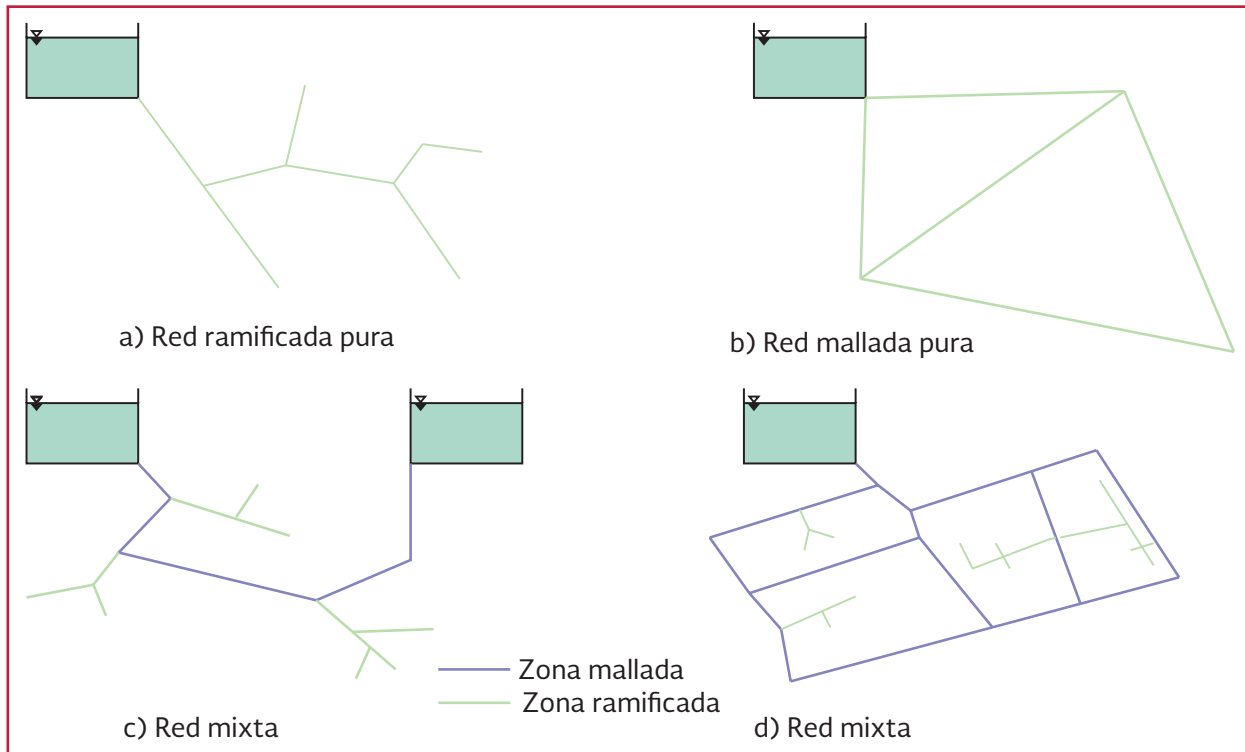


Ilustración 3.4 Elementos nodo (azul) y elementos línea (rojo)

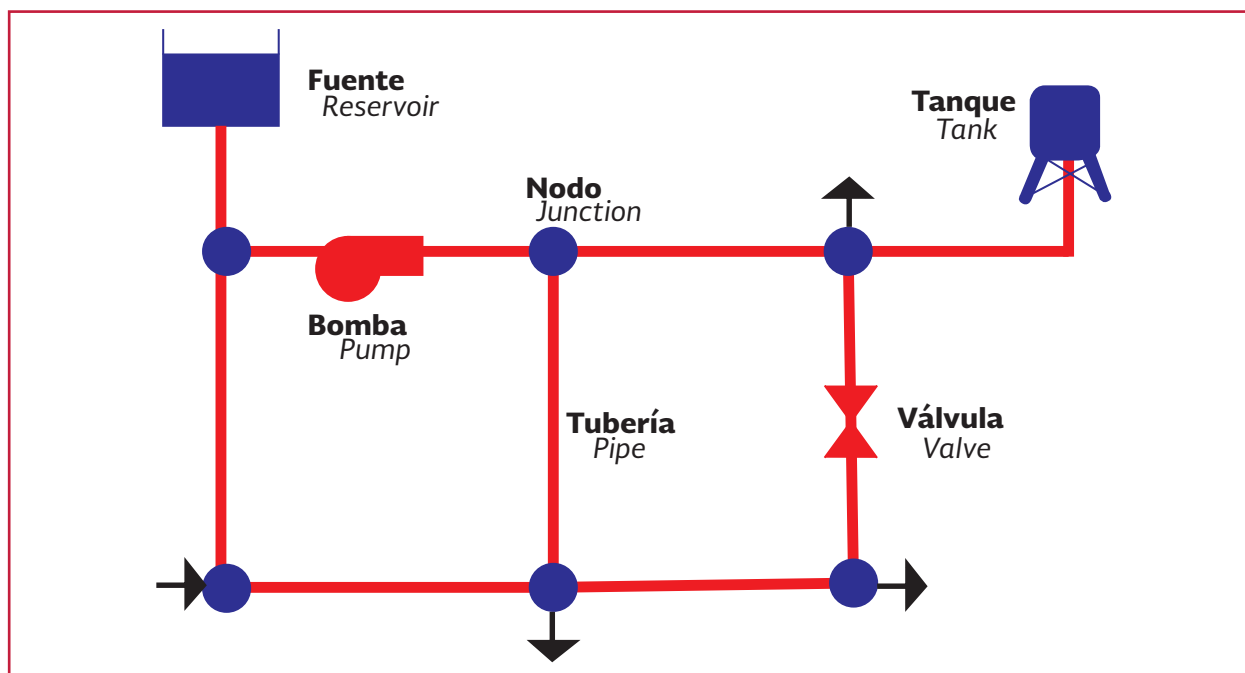


Ilustración 3.5 Propiedades de un tanque superficial

Fecha	Ubicación y referencias	Colonia	ID Tanque
21/08/13	Villa de las flores S/N	Hornos Cuates	SUP-HC
Características del tanque			
Horas de operación		6	
Días por semana		4	
Capacidad			
Volumen (m ³)		44	
Dimensión X (m)		5.84	
Dimensión Y (m)		4.79	
Elevación máxima (m)		2	
Cota de fondo (msnm)		980	
Características de la tubería de llegada			
Diámetro (mm)		50.8	
Material		Acero Inoxidable	
Características de la tubería de salida			
Diámetro (mm)		101.6	
Material		Acero Inoxidable	

Imagen del tanque	Croquis de ubicación	Diagrama de piezas especiales
		

3.1.3.3. Fuentes de abastecimiento

En condiciones de simulación de estado permanente, se requiere principalmente el nivel de la superficie libre del agua en la alimentación. Para las simulaciones en periodos extendidos, se requiere además la variación de los niveles en función de la extracción (si es el caso).

3.1.3.4. Tuberías

Es importante conocer, de las tuberías, sus características geométricas, como:

- Nodo inicial y final
- Diámetro
- Longitud
- Coeficiente de rugosidad
- Conectividad o topología
- Pérdidas de carga por cortante y localizadas
- Material
- Edad de la misma
- Estado de conservación

Debe considerarse que las redes de distribución de agua sufren cambios continuos debido a repa-

raciones o trabajos de mantenimiento, por esta razón se debe recabar del área de operación y mantenimiento la información correspondiente.

Con respecto al diámetro de las tuberías, deberá considerarse que la información histórica disponible solo refleja el tamaño de la tubería en el momento de su instalación. Sin embargo, con el paso del tiempo y como consecuencia de incrustaciones, el diámetro pudo haberse reducido (Ilustración 3.6). Durante el proceso de calibración del modelo hidráulico de simulación, el efecto de esta reducción en el cálculo de caudales y pérdidas de carga normalmente es agrupado con las modificaciones realizadas y con el coeficiente de rugosidad de la tubería.

Aunque esto funciona bastante bien para la modelación hidráulica, el uso de un diámetro incorrecto de tubería puede ocasionar dificultades cuando se modela la calidad del agua ya que, en este tipo de simulación, se calculan los tiempos

de viaje del agua a lo largo de las tuberías, tiempos que están en función del diámetro.

3.1.3.5. Bombas o estaciones de bombeo

Será necesario conocer, en cada uno de los equipos de bombeo existentes, lo siguiente:

- Ubicación dentro de la red de distribución
- Potencia
- Curva característica (carga – caudal)

Un ejemplo se muestra en la Ilustración 3.7.



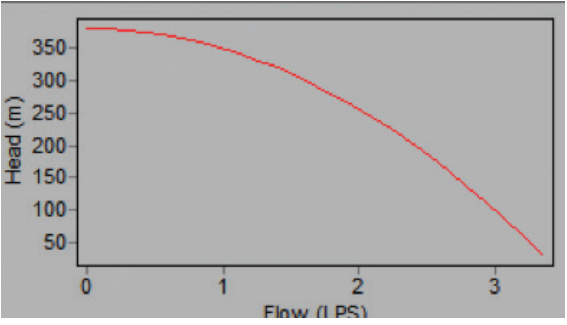
Debido a que el rendimiento de la bomba puede variar con el tiempo, deberán realizarse ensayos de forma periódica para evaluar el funcionamiento real de la misma. Cuando no se conoce la curva característica de la bomba, se puede representar con una potencia constante. Sin embargo, en los

Ilustración 3.6 Condiciones de las tuberías de hierro galvanizado de 4 pulgadas, con más de 35 años de edad (Albornoz y Serra, 2011)



Ilustración 3.7 Propiedades del Pozo y su equipo de bombeo

Fecha	Ubicación y referencias	Colonia	ID Tanque
21/08/13	X = 473927.58, y=2057345.39 (UTM 14N)	Hornos Cuates	SUP-HC
Características del pozo			
Profundidad (m)	194		
Nivel estático (m)	145		
Nivel dinámico (m)	178		
Características del equipo de bombeo			
Profundidad de la bomba (m)	194		
Gasto nominal (L/s)	1.5		
Carga para gasto nominal (m)	255		
Velocidad de giro (r/min)	3 460		
Potencia del motor (Hp)	10		
Características de la tubería de llegada			
Diámetro (mm)	50.2		
Material	Acero Inoxidable		

		
Imagen del pozo	Croquis de ubicación	Diagrama de piezas especiales

casos de simulaciones de periodos extendidos, se deberá suponer la potencia de la bomba con cuidado porque las combinaciones resultantes de altura-caudal pueden no corresponder a la realidad.

Esta información, requerida por el modelo, suele obtenerse de la experiencia del personal encargado de operación, que posee los manuales o la información con las características de los equipos instalados en la red de distribución.

Cuando no se tiene ninguna información sobre las bombas, de forma inicial y como una aproximación, se puede realizar lo siguiente:

- Representar la bomba como un caudal de inyección asignado a un nodo (signo negativo)
- Representar la bomba como tanque (carga hidráulica conocida)

El primer caso se aplica cuando se tiene algún conocimiento sobre el caudal que inyecta la bomba hacia la red. Esto puede ser precisado con mediciones del caudal en la tubería que sale (efluente) del equipo de bombeo. El segundo caso se aplica recordando que, en la colocación de un tanque dentro de un modelo de simulación, es necesario conocer el nivel estático del agua, para lo cual se deberá cono-

cer la presión (carga hidráulica) que tiene el equipo de bombeo a la salida. Habrá que considerar que durante los resultados de las simulaciones preliminares se deberá cotejar los resultados del caudal que inyecta el tanque a la red de distribución con los que pudiera estar inyectando la bomba. Es posible que el caudal calculado sea mayor o menor de lo que pudiera suministrar la bomba.

3.1.3.6. Elementos de regulación o válvulas

Uno de los elementos que afectan considerablemente la predicción de los caudales y las presiones dentro de la red de distribución es el conocimiento preciso del estado de las válvulas. Los datos que se requieren para iniciar el proceso de simulación son su ubicación y su condición actual (abierta o cerrada), ver Ilustración 3.8 e Ilustración 3.9.

Se pueden considerar varios tipos de válvulas, como las válvulas reguladoras y reductoras de presión. Para este tipo de válvulas se incluirá, en el modelo de simulación, la presión que se desea aguas abajo de la válvula. Otro tipo de válvulas son las limitadoras de caudal, que restringen el caudal de paso a través de la válvula a un valor prefijado. Los modelos de simulación suelen emitir un mensaje de advertencia si no se puede conseguir dicho caudal, a no ser que hubiera un aporte de energía (esto es, si el caudal a válvula abierta fuera inferior al de consigna). Las válvulas limitadoras de caudal son unidireccionales y deben orientarse según el sentido del flujo a limitar.

Después de estos trabajos de recopilación y caracterización de los componentes físicos de la red de distribución, se debe contar con un plano, en formato digital, de la infraestructura

Ilustración 3.8 Ubicación de válvulas dentro de la red de distribución

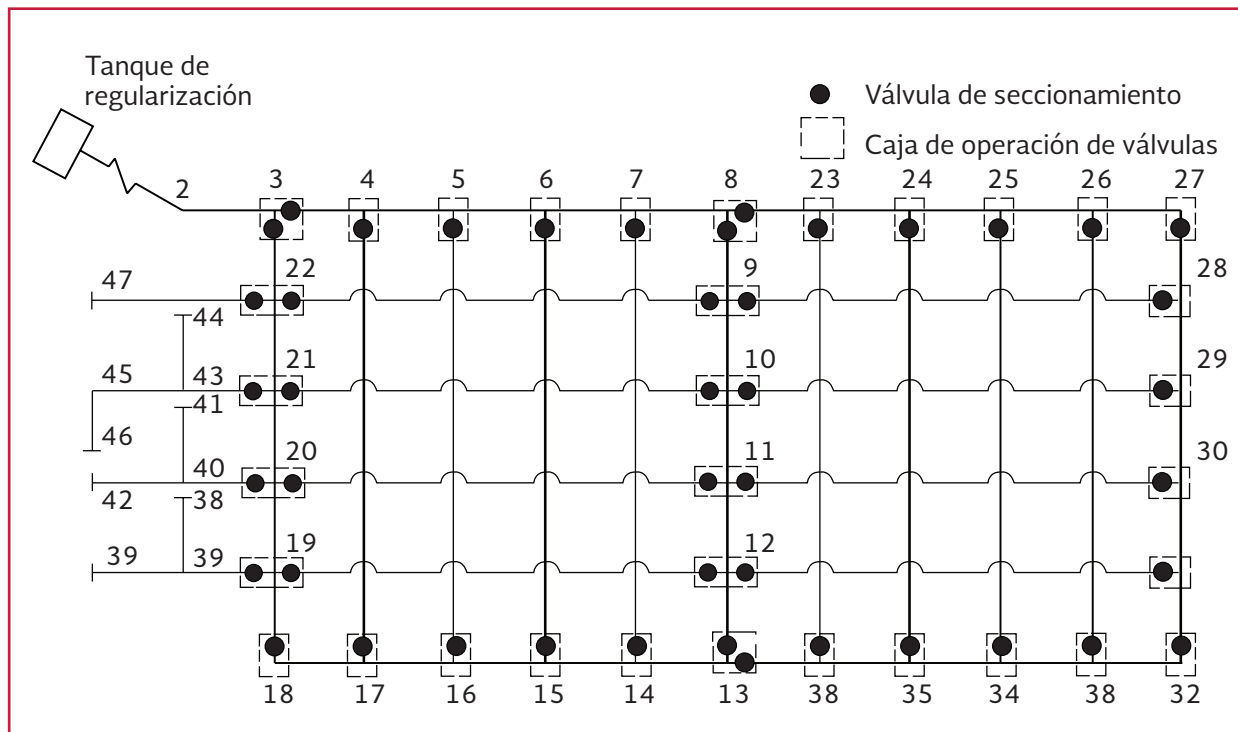


Ilustración 3.9 Ficha de inspección de válvulas y su caja

Distrito	Ubicación y referencias		Colonia	Clave
Tqs	Catalino Samano		Centro	C 01
Croquis de localización		Características de la tapa		
		Material		Metal
		Estado		Bueno
		Acción realizada		Identificación
Condiciones de la caja				
Basura			Lodo	
Tierra		X	Agua	
Características de la válvula		Condiciones de la válvula		
Diámetro	3" (76.2 mm)	Bueno	X	Malo
Material	Acero	Regular	No hay	
Tipo	Compuerta			
Fuga	N/d			
Fotografías de referencia de ubicación		Coordenadas geográficas UTM		
		X	472391.47	
		Y	2657792.65	
				
Crucero de pieza especiales		Dimensiones de la caja (m)		
C01		Alto	0.60	
		Largo	0.65	
		Ancho	0.5	
		Distancia a lomo	0.55	
				
1 VALVULA 3" Ø ACERO				
Observaciones				

hidráulica del sistema en estudio (Ilustración 3.10a). Este debe cumplir con las siguientes características:

- Debe estar geo-referenciando en coordenadas UTM
- Su trazo será en escala natural (1:1) en unidades consistentes
- Deberá cumplir con la simbología estándar para redes de distribución de agua potable

Este plano se complementa con las fichas de identificación de pozos, tanques, equipos de bombeo, válvulas y piezas especiales (Ilustración 3.5, Ilustración 3.7 e Ilustración 3.9) y se deberá obtener un plano topográfico o un modelo digital de elevaciones (MDE) de la zona de interés (Ilustración 3.10 e Ilustración 3.11).

3.1.4. ESQUELETIZACIÓN DE LA RED (AGREGACIÓN ESPACIAL)

En ocasiones, contar con todos los elementos del sistema de distribución tal y como se encuentran físicamente en la red y posteriormente introducirlos en un modelo hidráulico de simulación no es conveniente. Es necesario depurar o simplificar los datos que hemos recopilado, de manera que se conviertan en información útil para ser introducida en el modelo.

La esqueletización consiste en una simplificación de la red de distribución y una esquematización de los restantes elementos de la red, en función de los objetivos definidos para el modelo de simulación.

Algunos programas de simulación tienen este tipo de herramientas de forma integrada, y operan automáticamente cuando se les corre, como el WaterCAD® y el WaterGEMS® con su módulo llamado *Skelebrator Skeletonization* (WaterGEMS, 2003).

3.1.4.1. Recomendaciones

Las reglas de esqueletización consideradas son las siguientes (Garcia-Serra *et al.*, 2002):

1. La red de distribución se simplifica eliminando los elementos más pequeños y sustituyendo las ramificaciones de la red por nodos de consumo (ver Ilustración 3.12)
2. El diámetro de la tubería que se considerará depende del grado de esqueletización que se maneje
3. Dentro de una red puede haber zonas de consumo en las que las tuberías de pequeño diámetro tengan una capacidad de transporte importante. Éstas no siempre se deben eliminar. (Ilustración 3.13)
4. Hay casos en los que, para mantener la conectividad de algunas tuberías de mayor diámetro, es preciso incluir una tubería más pequeña. Hay que tener en cuenta que una tubería, que en condiciones normales de operación de red no tiene capacidad importante de transporte, puede llegar a tenerla si, por rotura o fallo, fuera necesario cerrar alguna tubería importante. Es importante incluir este tipo de tuberías ya que, en muchos casos, el modelo se utiliza para observar el comportamiento

Ilustración 3.10 a) Plano de la red de distribución, b) Plano topográfico

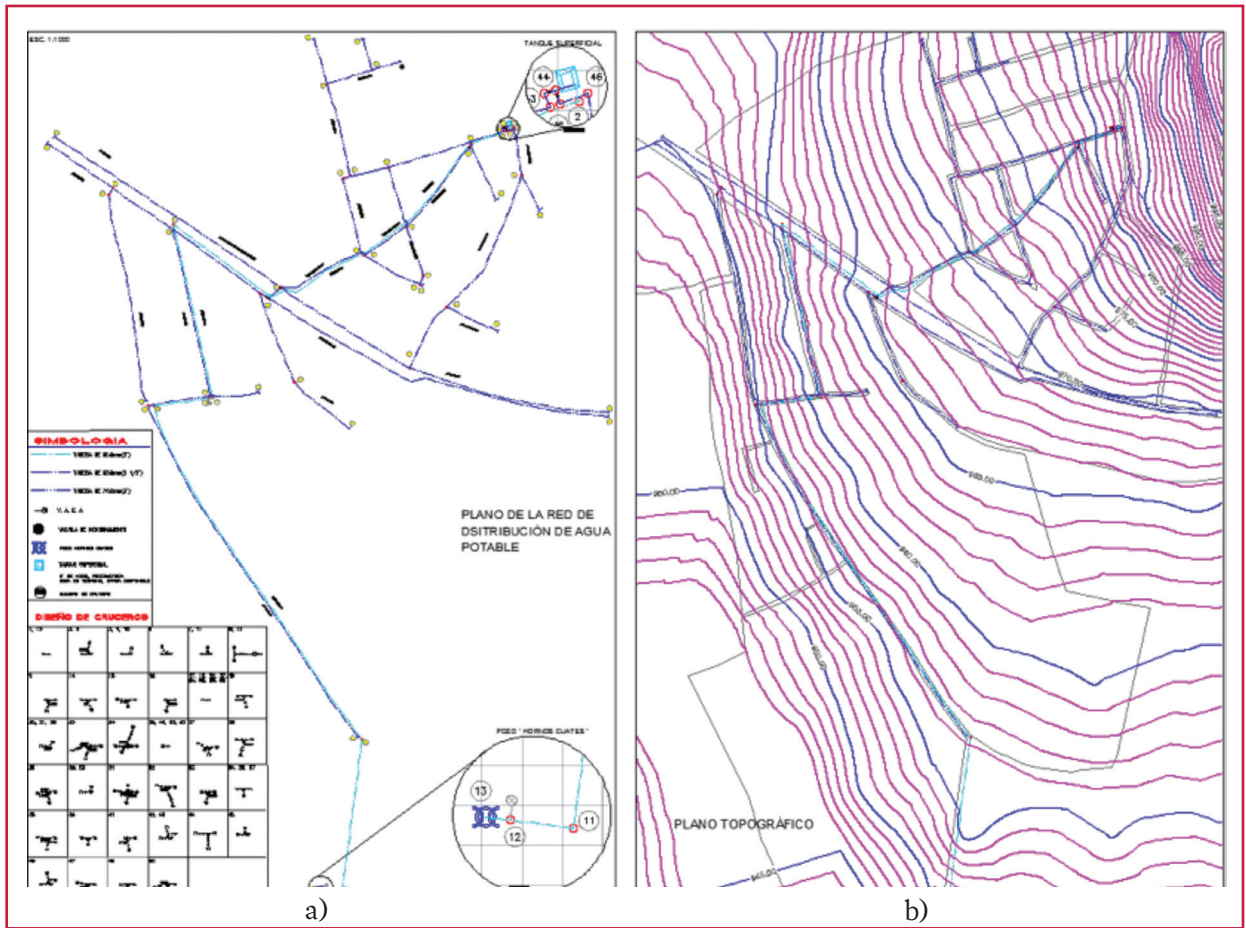


Ilustración 3.11 Modelo Digital de Elevaciones (MDE)



de la red en estas situaciones. (Ilustración 3.13)

5. En cualquier caso, siempre es mejor añadir una tubería de más, y no eliminar una que más adelante puede tener importancia en el modelo. (Ilustración 3.13)
6. Eliminación de ramificaciones y acometidas. Se acumula la demanda conocida que se satisface desde la ramificación, en

un nodo de consumo que sustituye al que serviría de conexión de la ramificación con la red principal. (Ilustración 3.12)

7. Se unifican los nodos próximos en los que, debido a la corta longitud de las líneas que los unen, se observará un mismo valor de presión. (Ilustración 3.12)
8. Asociación de tuberías en serie o en paralelo. En este caso se considera una úni-

Ilustración 3.12 Agregación espacial considerando las reglas 1, 6 y, 7 y 8 (Albornoz, 2011)

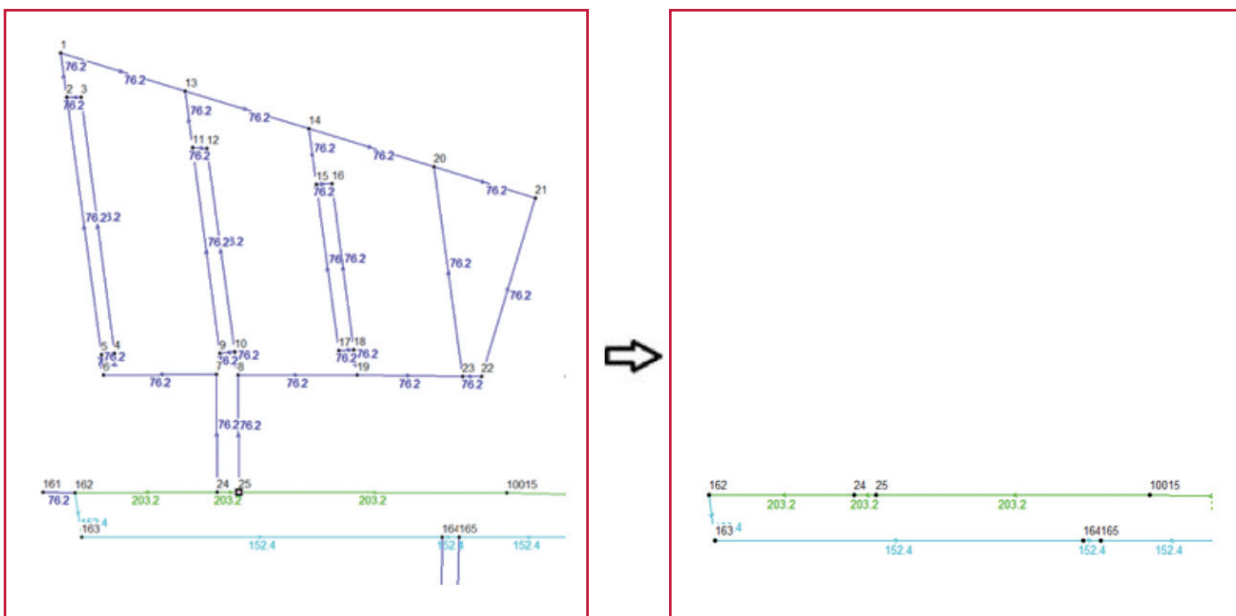


Ilustración 3.13 Agregación espacial considerando las reglas 3, 4 y 5 (Albornoz, 2011)

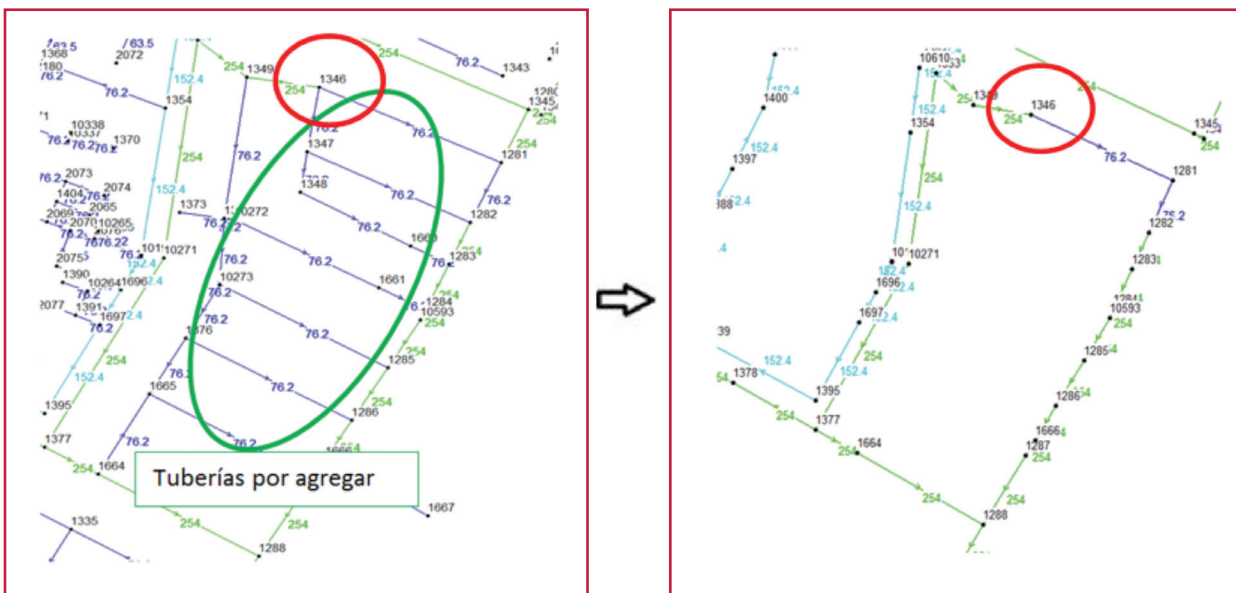
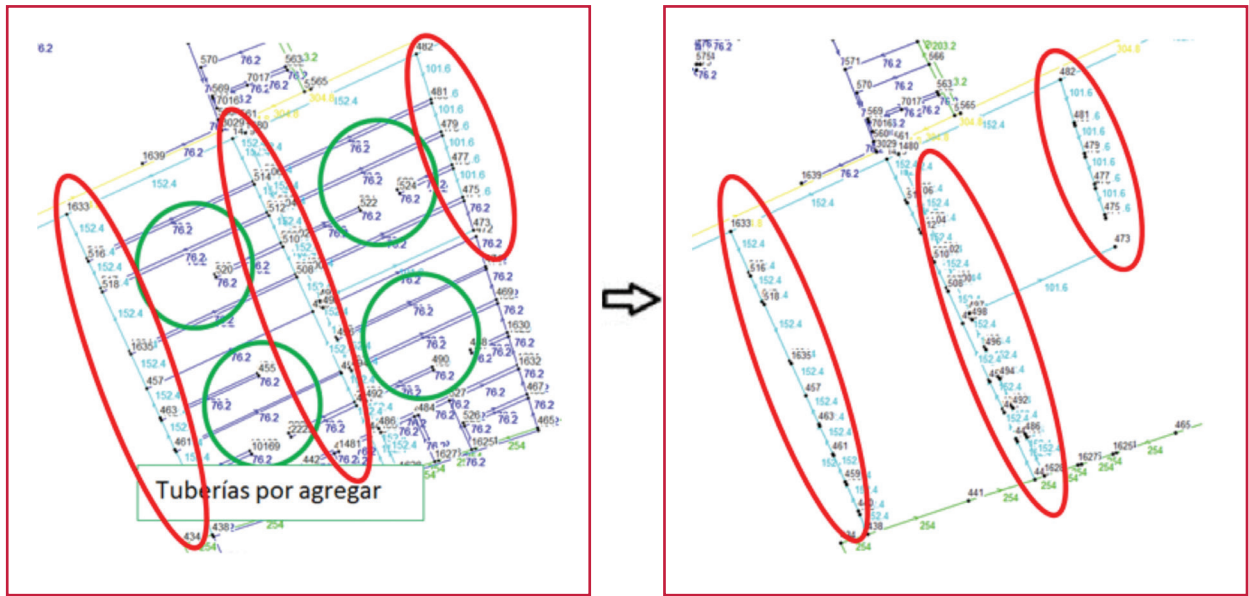


Ilustración 3.14 Agregación espacial considerando la regla 8 (Albornoz, 2011)



ca línea asociada a un conjunto de tuberías. (Ilustración 3.14)

9. En redes malladas, se considera el punto de equilibrio hidráulico para determinar los puntos de separación de los nodos y de esta, se crean ramificaciones cuya demanda se acumula en un nodo de consumo

Para esquematizar las reglas consideradas en la simplificación de una red se presentan los siguientes ejemplos: en la Ilustración 3.12 se consideran las reglas 1, 6 y 7; se agregan los consumos de la ramificación superior de tuberías de 76.2 mm de diámetro al nodo 25; de igual forma, el consumo de la tubería de 76.2 mm en el extremo izquierdo se agrega al nodo 162 y los consumos de las tuberías inferiores al nodo 165. En la Ilustración 3.13, se consideran las reglas 3, 4 y 5, es decir, el círculo rojo muestra la línea de 76.2 mm, que conduce un caudal importante; por lo tanto, se conserva en la red esquelizada.

En el círculo de la Ilustración 3.14 se presenta la aplicación de la regla 8 en la simplificación de la red. Se debe tener en cuenta que para la aplica-

ción de la regla 9, hay que suponer la dirección del caudal en la red; por lo tanto, se utilizan los resultados de la simulación para obtener la dirección de caudal en ella. En los puntos en los que el flujo cambia de dirección en el tiempo, se considera la dirección de flujo predominante.

La Ilustración 3.15 muestra el empleo de la regla 9 y a continuación se describe cada inciso:

- Se presenta la red sin simplificar y con tuberías de 76.2 mm (azul rey); se indican los tramos por eliminar: siguiendo el criterio del punto de equilibrio, estos tramos son los que unen los nodos 185 -181 y 10863-183
- Siguiendo el mismo criterio (punto de equilibrio), se divide la red en ese nodo; habiendo eliminado los tramos indicados en el inciso anterior, queda la red con los tramos ya eliminados y la redistribución de los caudales
- Se muestra la red ya simplificada y se indican los nodos a los cuales se agregan los patrones de consumo después de

rías con diámetro pequeño, que tienen una capacidad de transporte importante, razón por la cual se deberán tomar en cuenta en la esqueletización de la red. También se dan casos de incluir alguna tubería más pequeña para mantener la conectividad de algunas tuberías de mayor diámetro.

Otro caso es el de tuberías que, en condiciones normales de operación de la red, tienen poca influencia sobre ella, mas podrían llegar a tener mayor importancia cuando, por rotura o falla, se dé el cierre obligado de alguna tubería importante cercana. Tal como se especifica en el punto cinco de la esqueletización.

3.1.5. ASIGNACIÓN DE DEMANDA

La bondad de un modelo de simulación hidráulica aplicado a una red de distribución en servicio depende del ajuste que se realice de los parámetros que definen el comportamiento de los diferentes elementos. Los parámetros con mayor importancia dentro de una simulación son tres:

- Diámetro de las tuberías
- Rugosidad de las tuberías
- Demanda en los nodos de consumo

Tanto el diámetro como la rugosidad son parámetros con una incertidumbre elevada, debido a factores como: la antigüedad de la red, su topología o la composición química del agua. Por su parte, la demanda en los nodos de consumo es la variable que más incidencia tendrá en la respuesta del modelo. En resumen, cuando se construye un modelo de simulación hidráulica se consideran tres aspectos respecto del consumo de agua:

- ¿Cuánta agua se va a usar?
- ¿Dónde están localizados los puntos de consumo?
- ¿Cómo varía el consumo en función del tiempo?

Para empezar, se hace un estudio de demanda promedio, en la cual se aplicarán los coeficientes de variación horaria, para el caso de las simulaciones estáticas, o las curvas de variación de la demanda, en simulaciones de periodos extendidos.

3.1.5.1. Estimación de la demanda

La información necesaria para determinar la demanda promedio puede consistir en: el agua producida en las fuentes, el caudal o el volumen de agua bombeado, el caudal inyectado en los diferentes puntos de alimentación de la red, la variación de niveles en tanques o depósitos de almacenamiento o de regulación.

Esta información se obtiene de diferentes fuentes, como: mediciones históricas con las que cuente el organismo operador, bitácoras, recibos de pago, bases de datos, etcétera (Ilustración 3.16). Una segunda alternativa es realizar campañas de medición en las fuentes de abastecimiento (Ilustración 3.17). El intervalo de tiempo necesario para estas mediciones dependerá de la operación de la red de distribución, la variación del consumo y el alcance del modelo de simulación.

Por otro lado, se obtienen las lecturas de los micro medidores de los usuarios que sirven de base para la facturación. Estos volúmenes facturados podrán ser convertidos a caudales promedio. El cálculo de la demanda se presenta en el libro de datos básicos.

Ilustración 3.17 Mediciones de flujo en fuentes de abastecimiento



3.1.5.2. Asignación de la demanda

La información obtenida debe ser convenientemente tratada para poder determinar las demandas en los nodos de consumo. Hay dos posibles formas de procesarla: de arriba hacia abajo y de abajo hacia arriba

La determinación de la demanda de arriba hacia abajo supone comenzar desde las fuentes de abastecimiento y descender hasta las demandas nodales. Con el dato de la producción de agua y de los principales consumidores de agua, el resto de la demanda es desagregada entre el resto de los consumidores (Ilustración 3.18).

El procedimiento de abajo hacia arriba parte de los registros individuales de facturación de los usuarios, agregando diferentes consumos para obtener las demandas nodales. La mayoría de los métodos empleados para asignar la demanda a un modelo es una combinación de ambos procedimientos. De hecho, el agua no contabilizada equivale a la diferencia entre la producción de agua y el volumen de agua medido a los usuarios. Esa diferencia se reparte después entre los nodos, según un determinado criterio de repartición o asignación. (Ilustración 3.19)

Ilustración 3.18 Asignación de demanda de arriba hacia abajo

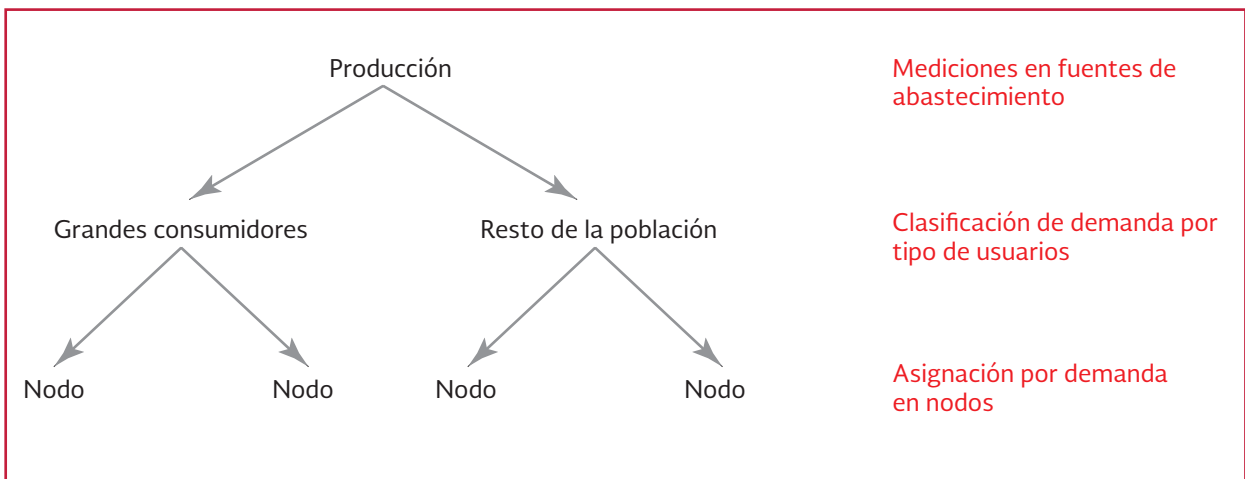
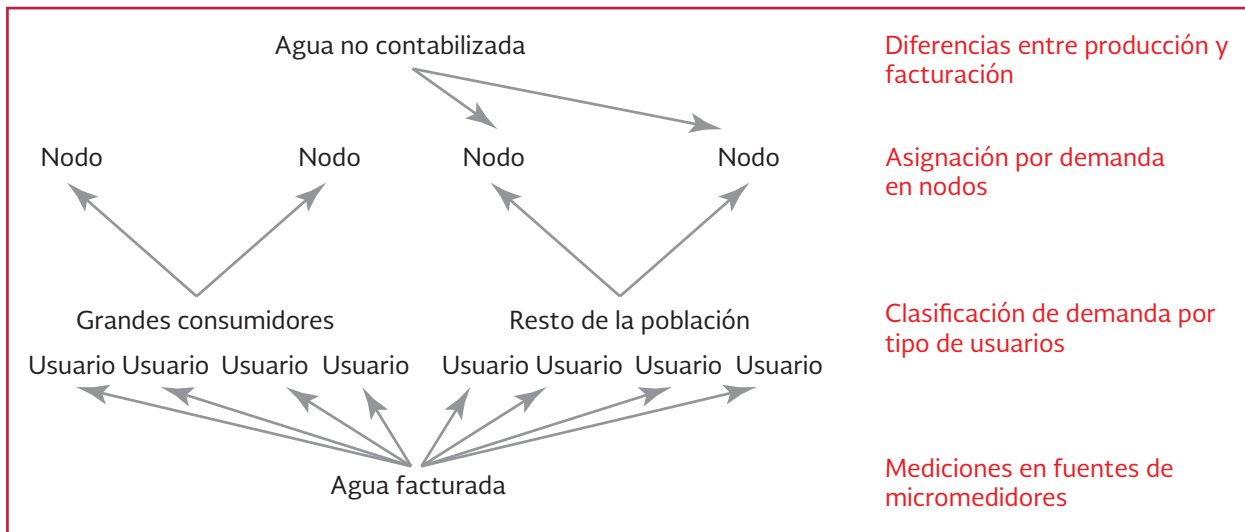


Ilustración 3.19 Asignación de demanda de abajo hacia arriba



A continuación se presentan las diferentes formas de asignar la demanda cuando se parte de la facturación a los usuarios.

Asignación nodo por nodo

Este proceso consiste en relacionar cada usuario con un nodo del modelo y asignar su consumo a dicho nodo, buscando siempre referirlo al más cercano o al que se puede considerar que abastece al usuario.

Esta asignación consumo-nodo, hecha correctamente, será bastante confiable, pero es laboriosa. La asignación de redes ramificadas es sencilla, pero en el caso de tener una red mallada, la asignación se hace de acuerdo con el criterio del modelador. Actualmente algunos organismos operadores cuentan con el Sistema de Información Geográfica (SIG), que facilita la automatización de este proceso.

En la Ilustración 3.20, las líneas rojas discontinuas representan las fronteras entre asociacio-

nes de nodos, por ejemplo, al nodo J-4 le corresponden siete viviendas, un colegio y un edificio comercial (García, 2003).

En la red que se presenta en la Ilustración 3.21, la asignación de demanda se haría de la siguiente manera.

1. Se definen las áreas de influencia para cada nodo de consumo
2. Se calcula la demanda para cada uno de los predios dentro de la zona de asignación
3. La suma de las demandas de los predios se asigna a su respectivo nodo dentro del área de influencia

En el caso del nodo n₁₄, el total de predios dentro de su área de influencia es de 20 (Ilustración 3.22); con los registros de facturación se estima una demanda promedio por predio de 20.64 m³/mes. Así, la demanda total en el nodo resulta:

$$\begin{aligned}
 Demanda_{n_{14}} &= 20(20.64) = 412.92 \frac{m^3}{mes} \\
 &= 13.32 \frac{m^3}{dia} = 0.15 \frac{L}{s}
 \end{aligned}$$

Ilustración 3.20 Asignación de demandas a los nodos de consumo

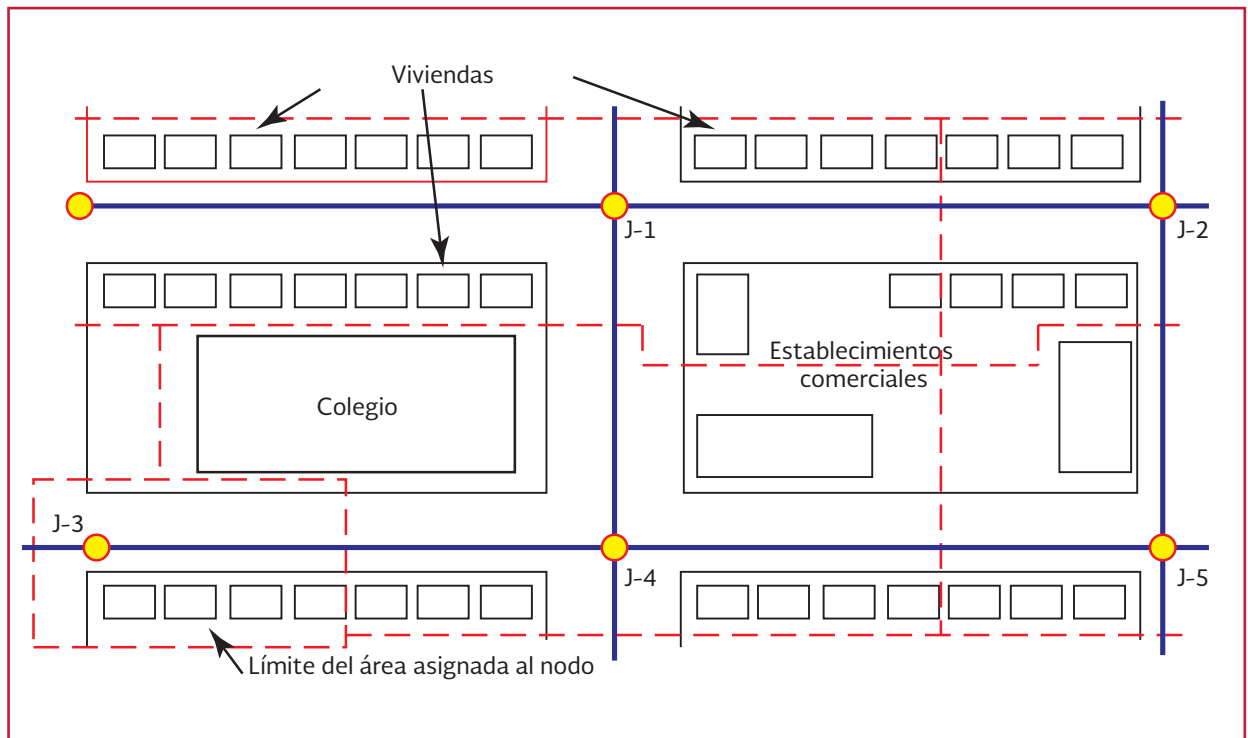


Ilustración 3.21 Red ejemplo para asignación de demanda

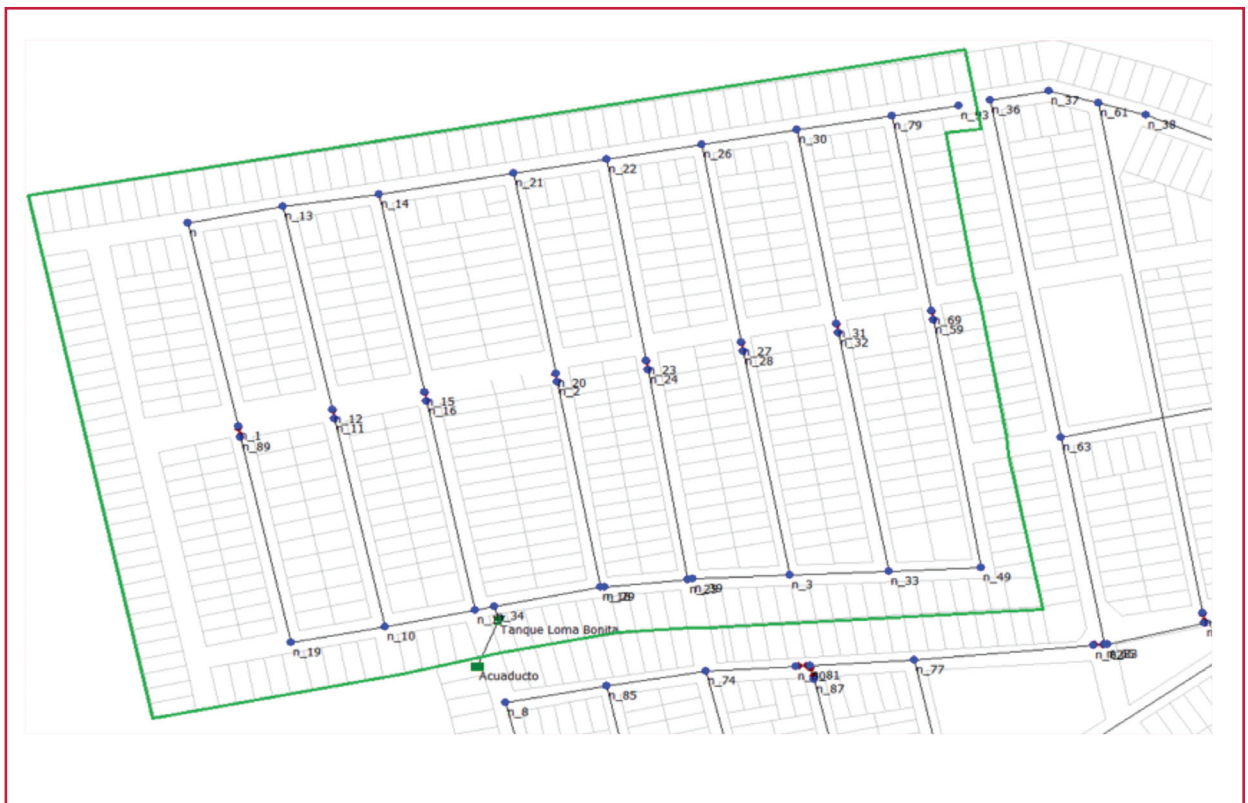
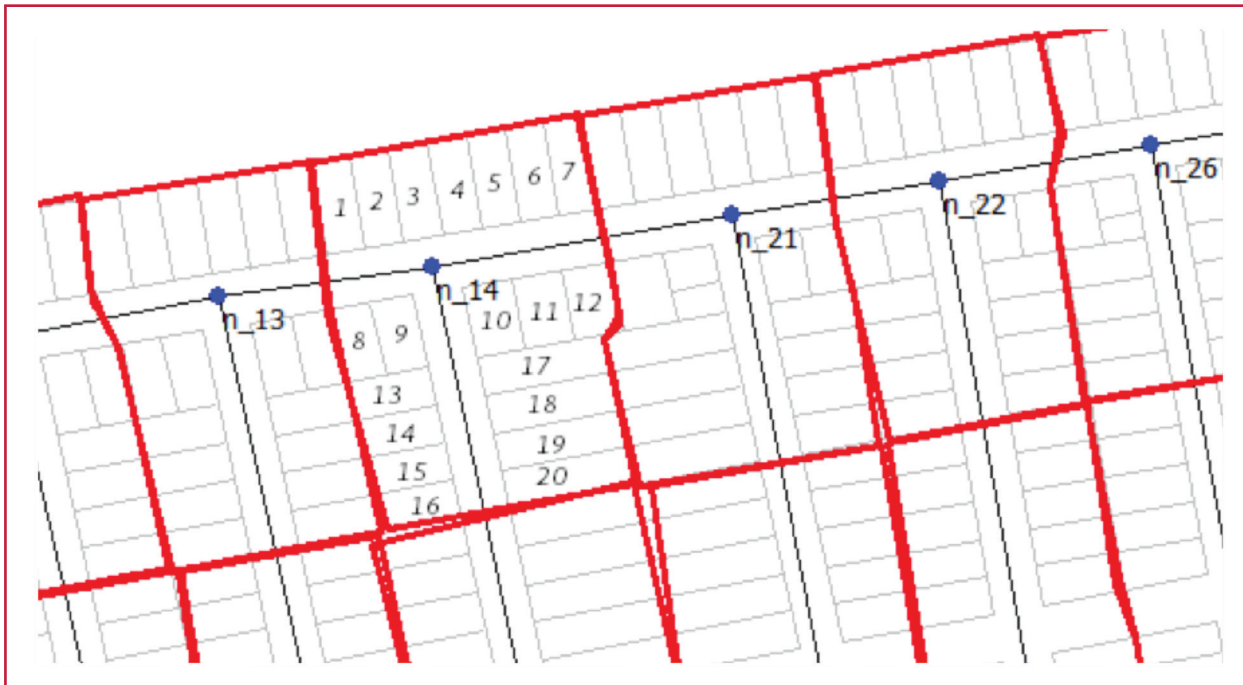


Ilustración 3.22 Área de influencia para el nodo n_14



Asignación de consumos por sectores

El proceso consiste en sumar el consumo de todos los usuarios que quedan dentro de un sector (Martínez, J. 1994), que coinciden con la planimetría o malla del modelo, para obtener el consumo total del sector y después repartirlo en partes iguales entre los nodos incluidos dentro del sector.

La demanda en un nodo de asignación se obtiene sumando el consumo de todos los usuarios incluidos en el sector.

Para este tipo de asignación de consumo se emplean dos bases de datos: el padrón de usuarios y el registro de facturación de los mismos. Ambos constituyen la información recopilada por el organismo operador.

Por ejemplo, considere el sector (dentro del polígono verde) de la Ilustración 3.21, el cual es alimentado por un tanque elevado. El total de pre-

dios dentro de su área de influencia es de 551. De acuerdo con los registros de facturación, la demanda total es de 10 886 m³/mes. Considerando que el modelo de simulación cuenta con 28 nodos de consumo para este sector, la demanda por nodo resulta:

$$\text{Demanda por nodo} = \frac{10,886}{28} = 388.8 \frac{\text{m}^3}{\text{mes nodo}}$$

$$\text{Demanda por nodo} = \frac{388.8}{31 \text{ días}} = 12.54 \frac{\text{m}^3}{\text{día nodo}}$$

$$\text{Demanda por nodo} = \frac{12.54 \left(1000 \frac{\text{L}}{\text{m}^3}\right)}{24 \text{ h} (60 \text{ min})(60 \text{ s})} = 0.14 \frac{\text{L}}{\text{s}}$$

Asignación de consumos unitarios por calle

Este proceso se inicia identificando las tuberías de la red de distribución y calculando la cantidad de metros lineales a lo largo de las calles. Con los

datos del consumo de los usuarios, se obtiene el consumo por calle y el consumo unitario por calle (observe la Ilustración 3.23).

La longitud de cada tubería se multiplica por el consumo unitario y se obtiene el consumo por tubería. Multiplicando el consumo unitario por los metros de tubería se obtiene el consumo por tubería, y utilizando la planimetría dentro del modelo esqueletizado, el consumo por tubería se convierte en consumo por línea trazada del modelo.

Con este método, la demanda de los nodos se obtiene repartiendo los consumos por línea trazada entre los nodos extremos de la modelación que se suman a los consumos propios de los nodos. Este tipo de asignación es bastante precisa porque considera la ubicación real de las tuberías en la red.

Entonces, si la longitud total de las tuberías del sector resultantes es de 2 197.1 m, entonces el total de predios dentro de su área de influencia es de 551 y la demanda total es de 10 886 m³/mes. Por lo tanto:

$$\begin{aligned} Demanda_{unitaria} &= \frac{10\ 886}{2\ 197} = 4.95 \frac{m^3}{mes} \\ &= 0.00185 \frac{\frac{L}{s}}{m} \end{aligned}$$

Considerando que las tuberías que suministran al nodo n₁₄ suman una longitud de:

$$L_{n14} = \frac{56.7 + 39.47 + 92.89}{2} = 94.53m$$

Considerando que la suma se divide entre dos debido a que estas tuberías también suministran a los nodos contiguos, tenemos que:

$$L_{n14} = 0.00185(94.53) = 0.17 \frac{L}{s}$$

Con estos procedimientos se asigna la demanda media a los nodos de consumo, lo que corresponderá a un estado medio de demanda de la red de distribución.

3.1.6. RECOMENDACIONES PARA LA ASIGNACIÓN DE CONSUMOS EN MODELOS MATEMÁTICOS

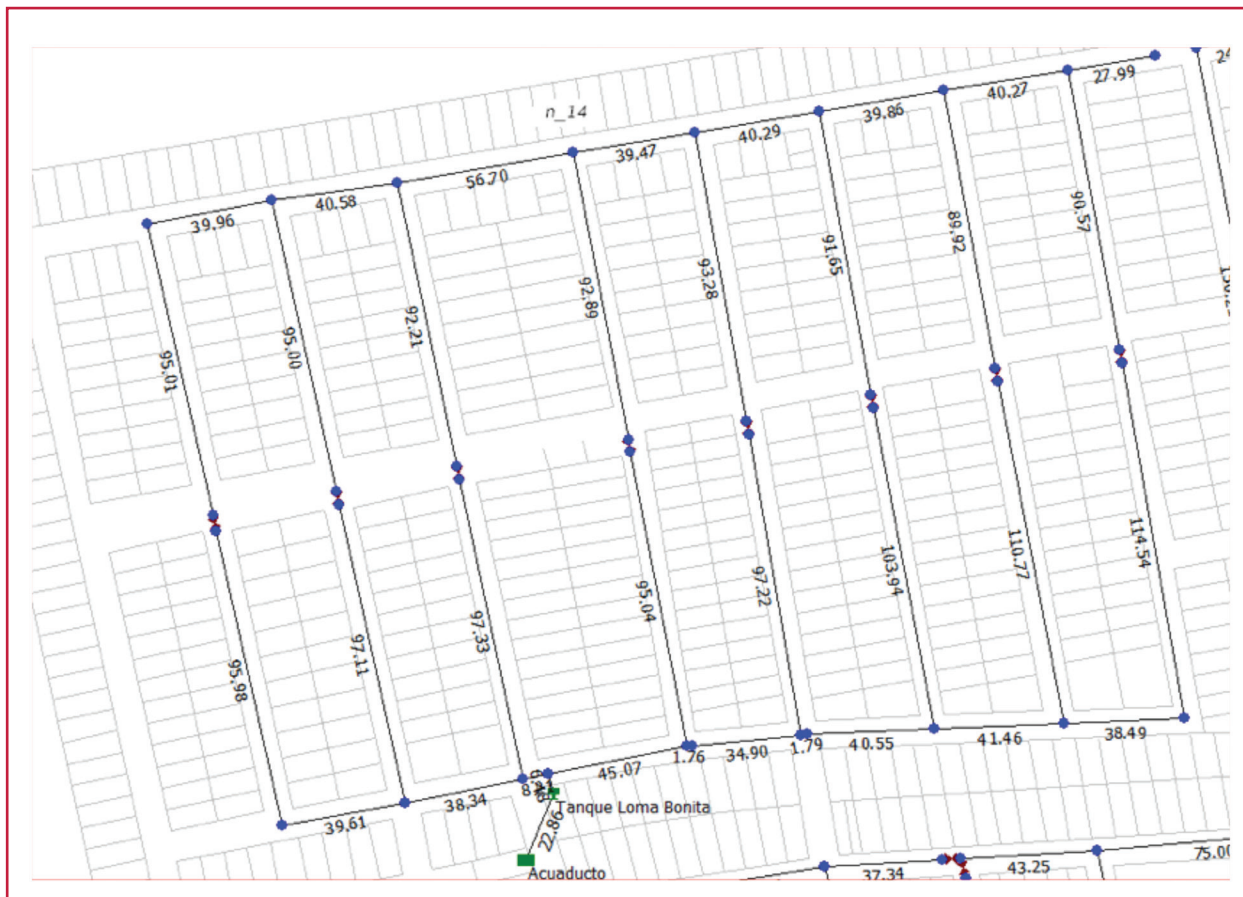
El proceso de asignación de consumos conlleva una serie de recomendaciones, según el tipo de simulación de que se trate, estática o dinámica.

3.1.6.1. Asignación de consumos en modelos estáticos

En el modelo estático, se analiza la red para un único estado de demanda, el cual deberá ser lo suficientemente significativo para el uso que se le dará al modelo. Generalmente, se analizan el consumo máximo, que presenta las presiones más bajas en la red de distribución, y el consumo mínimo, cuando las presiones son mayores y se pueden producir fallas en las tuberías, mismas que suelen suceder durante la noche debido a los usos y costumbres de la población. A continuación se enlista una serie de recomendaciones para el caso de considerar un modelo de simulación estática:

- Se asigna una demanda media en los nodos del modelo, que corresponde a un estado medio en la red de distribución
- A su vez, la demanda asignada depende de varios factores, como:

Ilustración 3.23 Longitud de las tuberías dentro del sector



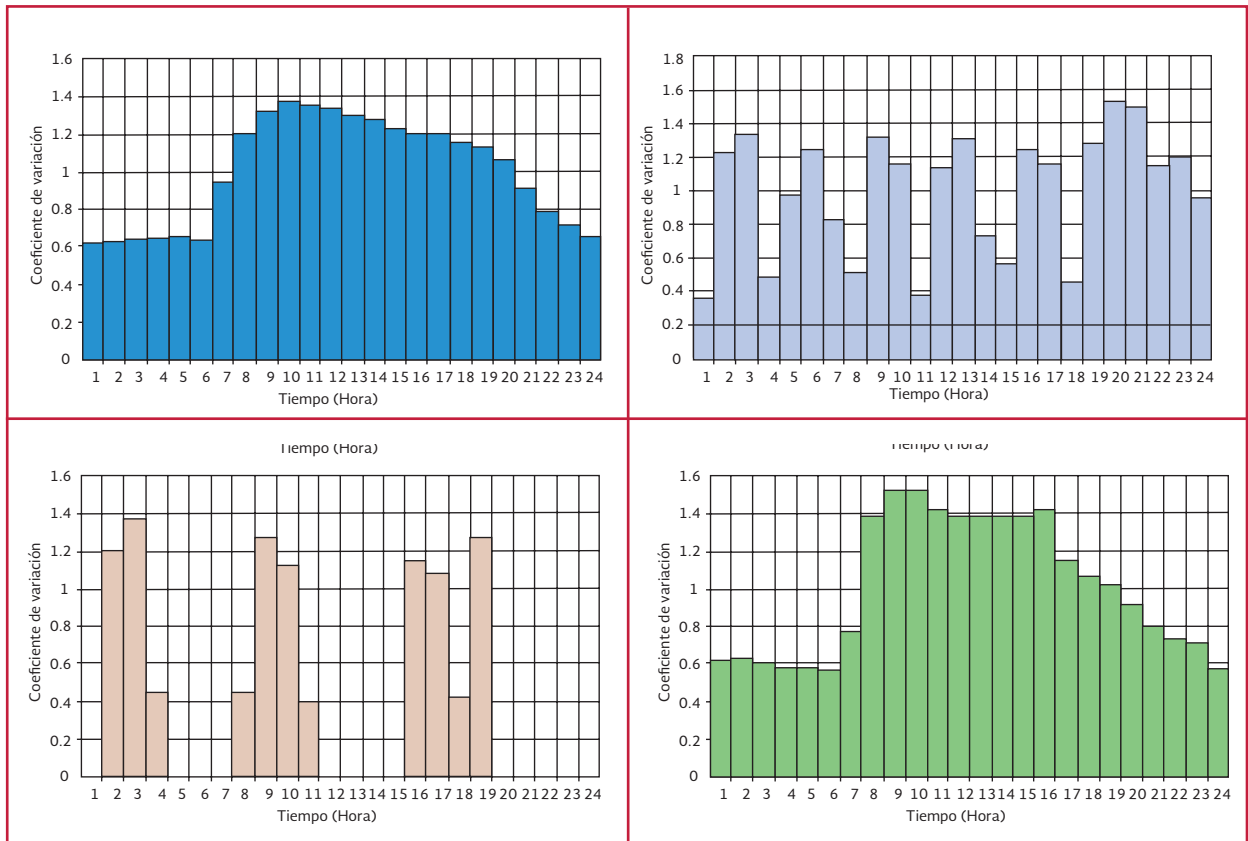
- Tipo de consumo (comercial, doméstico, industrial, público)
- Nivel socioeconómico del usuario del servicios
- Hábitos de consumo
- Las características anteriores apuntan a que habrá diferencias entre un sector de consumo y otro, incluso en nodos del mismo sector
- En caso de abordar problemas de diseño, el consumo medio será corregido por un coeficiente de variación máximo, dependiente del número de usuarios. Estos coeficientes máximos diarios u horarios son valores específicos de cada sistema de distribución. Los valores de los coeficientes de variación diaria y horaria se presentan en el libro de datos básicos

Se recomienda que estos coeficientes sean calculados mediante los registros de producción de agua de las fuentes de abastecimiento y los niveles en tanques del sistema analizado.

3.1.6.2. Asignación de consumos en modelos dinámicos

Para el caso de la asignación de demandas en un modelo dinámico, habrá que considerar una curva de variación horaria de la demanda, por lo que será más difícil la asignación de demandas. Para su utilización en simulaciones de períodos extendidos, la curva de variación de la demanda se segmenta en intervalos regulares de tiempo, normalmente de una hora de duración (Ilustración 3.24).

Ilustración 3.24 Ejemplo de curvas de variación horaria de la demanda



Además, a lo largo de la simulación, se deberá reproducir una curva de variación de la demanda en los nodos. En resumen, se deberán cumplir las siguientes particularidades:

- Para simular en cada instante el estado de demanda real en la red de distribución, se multiplica la demanda media de los nodos por un coeficiente que relacione el consumo instantáneo con el consumo medio
- El proceso de asignación incluye, dentro de los nodos, la variación de la demanda en cada uno de ellos
- La variación de la demanda para el consumo doméstico depende del nivel socioeconómico, hábitos de consumo, edad de los usuarios, etcétera
- La curva de la variación de la demanda difiere totalmente de una red de distribución a otra, por lo que es conveniente realizar mediciones para caracterizar la curva que se introducirá dentro de un modelo de simulación
- En los usuarios del sector comercial e industrial, la curva de variación depende de los horarios de actividad, a lo largo de los cuales el consumo es prácticamente constante, mientras que fuera de ellos es nulo
- Las curvas de variación de la demanda se modifican si los días son laborables o festivos y de acuerdo con la estación del año, por lo que habrá que considerar esto en la simulación

Las diferencias estacionales del consumo de agua están relacionadas con los factores climáticos, como la temperatura y la precipitación.

Hay ocasiones en que los patrones de demanda de algunos usuarios difieren significativamente del patrón de demanda típico asignado al grupo al que pertenecen, mas la repercusión que tienen tales diferencias en el modelo resulta insignificante. Lo contrario ocurre para otros usuarios, como las industrias, donde los errores en el patrón de consumo pueden tener un impacto mayor sobre el modelo. Normalmente, cuanto mayor sea el consumo individual de un usuario, más importante será obtener una caracterización adecuada de su patrón de consumo.

3.1.7. FUGAS EN LA RED DE DISTRIBUCIÓN

Estudios realizados en México (Ochoa y Bourguett, 2001) han mostrado que en las redes de agua potable de las ciudades se pierde en promedio 36.4 por ciento del caudal suministrado por las fuentes, debido a las fugas que se presentan en las conexiones domiciliarias y en las tuberías de la red. Varios estudios realizados en el extranjero (Germanopoulos, 1985) han mostrado que las fugas en las redes de agua potable son directamente proporcionales a la presión que opera en la red, esto es, a mayor presión en la misma se tienen más fugas, y viceversa.

3.1.7.1. Relación presión-fugas

Para llevar a cabo este análisis, se requiere un modelo matemático de la red capaz de mostrar cómo las fugas y el consumo en la red cambian con la presión. Los programas existentes para

el cálculo hidráulico de redes, como el EPANET®, SCADRED®, WaterCAD®, SARA®, entre otros, incluyen la modelación de las fugas. Algunos de ellos incluyen en sus tutoriales cómo introducir los valores para realizar la simulación, pero no se indica con detalle la teoría que soporta este desarrollo ni los valores que se debe introducir en la interfaz. Dada la naturaleza de las fugas, se les trata en el modelo matemático con la ecuación de descarga a través de un orificio.

$$q_{fugas} = Cp^e \quad \text{Ecuación 3.1}$$

donde:

- q_{fuga} = Gasto perdido en fugas
- p = Presión en los nodos
- C = Constante cuyo valor se determina con base en el área del orificio y demás condiciones de descarga
- e = Constante que depende del tipo de descarga

En los modelos de redes de agua potable, la presión p se obtiene en los nodos de la red, por lo que la Ecuación 3.1 será aplicada a cada nodo y se obtendrá un valor para las fugas en cada uno de ellos. La constante C será, en general, diferente para cada nodo (mayor para aquellos donde hay mayor volumen de fugas) y el exponente e tendrá el mismo valor para todos los nodos. La ecuación de descarga de un orificio de área constante corresponde a la Ecuación 3.1 con $e = 0.5$.

Esta ecuación de descarga de un orificio de área constante se utiliza de manera indirecta en algunos programas de cómputo que no pueden modelar las fugas directamente. Con ellos se pueden simular las fugas conectando a cada nodo un tubo ficticio que descarga a otro nodo

ficticio de cota piezométrica igual a la cota del nodo. En algunos estudios sobre la reducción de las pérdidas de agua y que usan el programa EPANET®, se emplea esta forma de simular las fugas (Capella, 2005).

La manera más certera de definir el valor del coeficiente e es la experimental, esto es, someter a la red a diferentes presiones de operación y medir las fugas que se producen para cada nivel de presión. Los resultados de los estudios realizados en el extranjero aplicando esta metodología (Germanopoulos, 1985) muestran que el exponente e toma un valor mayor a 0.5 e incluso llega a ser igual a 1.18.

Otros investigadores (Tucciarelli *et al.*, 1999) proponen y aplican un método numérico para determinar las constantes C y e . Los valores de e que se obtienen a partir de estos trabajos son mayores a uno, con un promedio también cercano a 1.18. En conclusión, el valor internacionalmente establecido es de 1.18 (Tzatchkov *et al.*, 2002).

El valor 1.18 tiene un significado físico, relacionado con que las fugas corresponden a una descarga de orificio de área variable. Al subir la

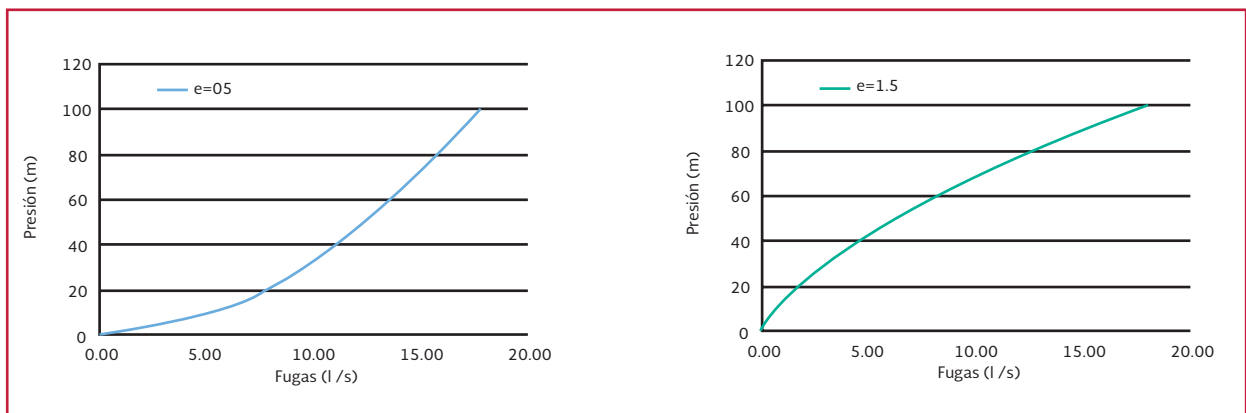
presión, el tamaño de las aberturas que producen las fugas se incrementa, y esto hace que se pierda más agua (Ilustración 3.25).

En el primer gráfico de la Ilustración 3.25, el caudal aumenta en menor medida al subir la presión. El segundo caudal de las fugas es mayor que el caudal del primero.

3.1.7.2. Relación presión-consumo

En los cálculos hidráulicos de redes de agua potable normalmente se da por hecho que el consumo no depende de la presión en la red. Se determina el consumo, se asigna a los nodos de la red y se corre el modelo para obtener las presiones correspondientes a ese consumo. De esta manera, el problema se reduce a revisar si se tendrían ciertas presiones mínimas en los nodos, supuestamente necesarias para que se pueda suministrar la demanda del agua potable requerida. Prácticamente todos los programas conocidos para cálculo hidráulico de redes de agua potable, incluyendo EPANET®, manejan ese modelo de consumo prefijado que no depende de la presión. En ocasiones, esos programas obtienen presiones negativas en algunos nodos, algo que es físicamente imposible.

Ilustración 3.25 Relación presión-fuga



Sin embargo, el consumo real de agua potable depende de la presión. Esto es más evidente cuando la presión no es suficiente, dado que los usuarios no pueden usar toda el agua que quisieran por tener poca presión. El consumo incluso llega a ser cero cuando la presión es igual a cero.

La presión demasiado alta también genera un consumo elevado (más de lo normal), por la posibilidad que tienen los usuarios de tener agua en abundancia. La relación del consumo de agua potable con la presión puede ser modelada con una ecuación similar a la Ecuación 3.1, es decir:

$$q = C_1 p^{e_1} \quad \text{Ecuación 3.2}$$

donde:

- q = Consumo
- p = Presión en los nodos
- C_1 = Constante cuyo valor se determina con base en el área del orificio y demás condiciones de descarga
- e_1 = Constante que depende del tipo de descarga

La constante C_1 será diferente para cada nodo (mayor para los nodos donde hay más consumo), y el exponente e_1 tendrá el mismo valor para todos los nodos.

Martínez *et al.* (1999) han llevado a cabo estudios que indican un valor de 0.21 para el exponente e_1 . La Ilustración 3.26 muestra la relación expresada por la Ecuación 3.2 para $e = 0.21$, en el supuesto de que para una presión de 10 m se tiene el consumo normal de 100 por ciento.

Para dar una idea de lo que esto puede significar, se puede suponer que en la red de la ciudad de México el valor de e es 1 (aunque suele ser

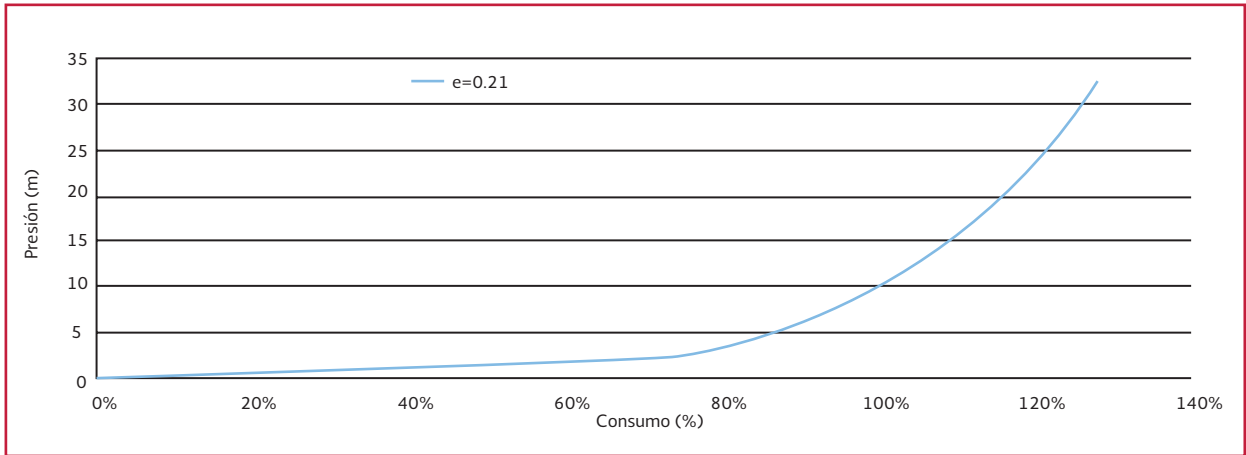
mayor en muchas de sus zonas), lo que significaría que las fugas serían directamente proporcionales a la carga hidráulica en la red. En algunas zonas de la red, compuestas de materiales flexibles, el valor de e puede ser más alto, hasta de 2.5 en las tuberías de distribución o en las acometidas. Con un valor de 2, por ejemplo, un aumento de presión al doble significaría un aumento de fugas cuatro veces mayor (Capella, 2005). El coeficiente de descarga C , por su parte, puede variar con el número de Reynolds y con la forma del orificio. En un estudio sobre el coeficiente de descarga, hecho con un orificio en un material muy rígido, se obtuvo la Ilustración 3.27, con datos tomados de Lambert (2000). Ahí se muestra esta dependencia a partir de valores experimentales para un orificio de 1 mm de diámetro, con un número de Reynolds.

3.1.8. CALIBRACIÓN DEL MODELO DE SIMULACIÓN HIDRÁULICA

La calibración es el proceso en el que se realizan ajustes en los parámetros del modelo para conseguir que el modelo reproduzca las mediciones observadas a un grado razonable de precisión. Tómese en consideración que no es posible que un modelo de estas características sea capaz de representar el funcionamiento de la red de distribución al 100 por ciento. Esto debido a las consideraciones iniciales, las simplificaciones de la red y las limitaciones propias del modelo matemático.

Algunos parámetros pueden ser comparados por medición directa en la red, por ejemplo, curvas características de bombas y válvulas; otros son difíciles de medir con exactitud, como la rugosidad de las tuberías, las pérdidas localizadas y la demanda de los nodos, por lo que se tienen que

Ilustración 3.26 Relación presión-consumo de agua para $e = 0.21$, en el supuesto de que para una presión de 10 m, se tiene el consumo normal (100 por ciento)



hacer mediciones indirectas para poder ajustar-los, y estas son, en general, las que suelen añadir mayor incertidumbre al modelo (Bhave, 1988).

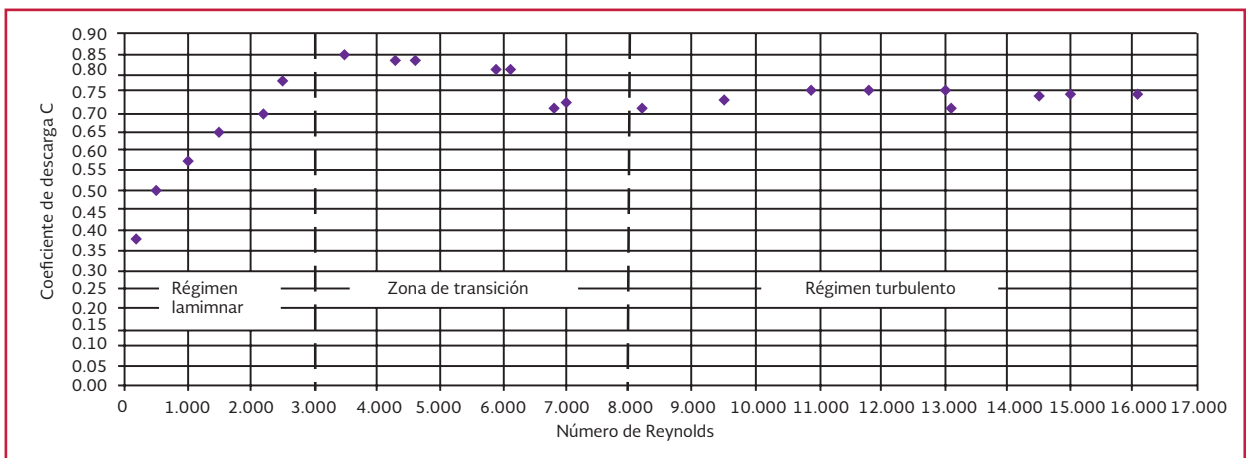
El modelo simula el comportamiento de la red y como resultado se obtendrá la presión en los nodos de consumo y los caudales que circulan por las tuberías. Será válido el modelo si los valores de presión y caudal obtenidos en la simulación coinciden con los medidos en la red de distribución, dentro de cierto margen de tolerancia.

El proceso de calibración se puede dividir en dos niveles. El primer nivel sirve para comprobar

que el modelo está produciendo resultados razonables, aunque no necesariamente precisos. En esta fase se revisan algunos problemas como:

- Presiones excesivamente bajas (negativas en algunos casos) o altas (aquellas superiores a las alturas piezométricas en los puntos de inyección)
- Bombas funcionando fuera del intervalo admisible o paradas por esta razón
- Tanques que continuamente se están vaciando o llenando
- Nodos desconectados de cualquier fuente a causa de tuberías o válvulas cerradas, o

Ilustración 3.27 Coeficientes de descarga en función del número de Reynolds



bombas paradas. En algunos programas de simulación a este proceso se le conoce como armado de la red

Cualquiera de las condiciones indicadas mostrará que existe un problema durante este proceso. En lo que se podría llamar un segundo nivel de calibración, se ajustan los parámetros del modelo para lograr la mejor representación del comportamiento de la red de distribución. En general, esta fase se conforma de acuerdo con lo que se indica a continuación (García, 2003)

3.1.8.1. Mediciones en la red de distribución

Para comparar los resultados del modelo con la realidad, es necesario medir una serie de parámetros que permitan realizar la simulación para cada instante de tiempo. Estos son:

- Presión
- Caudal
- Niveles en los tanques
- Caudal inyectado a la red
- Operación de las estaciones de bombeo

Hay dos tipos de puntos de medición: de localización fija, como los puntos con telemetría instalada, que sirven para control y operación de la red (Ilustración 3.28), y de localización móvil, que se usan durante campañas de muestreo de presión y de caudal en la red de distribución (Ilustración 3.29). La calibración de puntos de medición aleatorios permite aprovechar al máximo el limitado número de los aparatos de medición. Es importante establecer correctamente la localización de los puntos de medición, así como su tipo, buscando siempre la máxima facilidad de calibración con el mínimo de puntos de medición.

Mediciones de presión

De forma general, se recomienda realizar mediciones de presión en al menos 20 por ciento de los nodos de la red o del sector considerado. Es importante mencionar que es difícil que la ubicación de los puntos de medición coincida exactamente con un nodo del modelo, dado que cada uno de los nodos representa un determinado número de casas, por lo que se buscará tomar lecturas de presión en un punto próximo al nodo.

Ilustración 3.28 Ejemplo de medición fija



Mediciones de caudal

Resulta más difícil efectuar medidas de caudal en la red. La instalación de medidores ultrasónicos, electromagnéticos y volumétricos implica aislar el tramo de tubería donde se realiza la medición o bien, tener un espacio adecuado dentro de una caja de válvulas. Esto puede implicar costo de excavación y dejar sin servicio zonas de la red durante cierto tiempo, por lo que se recomienda hacer la medición de caudal mediante equipos localizados en los puntos de inyección o a la entrada de los sectores de consumo.

Como mínimo se requiere conocer el caudal que se inyecta desde cada una de las fuentes de abastecimiento (pozos, plantas de tratamiento, norias, entre otros) y el balance de caudal en los sectores de la red. Para poder calibrar el modelo de simulación del ejemplo anterior, se realizó una campaña de medición de presiones en puntos próximos a los nodos del modelo. Estos datos se complementaron con las mediciones de caudal realizadas en los tanques y que sirvieron para generar los patrones de consumo.

Ilustración 3.29 Ejemplo de medición móvil



Para mayor abundamiento sobre técnicas de medición, consulte el libro de *Sistemas de Medición del Agua: Producción, operación y consumo*, del MAPAS.

3.1.8.2. Evaluación de resultados del modelo hidráulico

Si bien no existe una norma de evaluación que pueda ser utilizada de forma general, se aplica una serie de criterios en varios países.

- Para modelos estáticos, los caudales deberán coincidir hasta 5 por ciento del caudal medido en campo
- Los caudales con tolerancia de 10 por ciento o menos deberán representar menos de 10 por ciento del total de la demanda
- Las presiones deben cumplir con cualquiera de las tres combinaciones:
 - Hasta un 0.50 m o 5 por ciento de variación en la carga para 85 por ciento de las mediciones
 - Hasta 0.75 m o 7.50 por ciento para 95 por ciento de las mediciones



- Hasta 2 m o 15 por ciento para el 100 por ciento de las mediciones

Para el caso de modelos de periodos extendidos, se requiere tres calibraciones estáticas separadas para diferentes periodos de tiempo, además de las recomendaciones señaladas anteriormente.

3.1.8.3. Precalibrado del modelo

Sin importar la causa, no se podrá pasar a un ajuste fino del modelo hasta que sus resultados, comparados con las mediciones en la red de distribución, no tengan una diferencia razonable, esto es, menor a 20 por ciento de error. La única forma de tratar adecuadamente estos errores es revisar los datos asociados con el modelo y compararlos con los datos de campo, para así asegurarse de la precisión del modelo.

Normalmente, el responsable de la modelación identifica cuáles son los datos de menor confiabilidad, con lo que se inicia la identificación de las diferencias mayores. Adicionalmente, se puede hacer un análisis de sensibilidad en cada una de las variables involucradas en el modelo y, mediante otro procedimiento, identificar el origen de las diferencias.

3.1.8.4. Análisis de sensibilidad

Antes de realizar un ajuste fino del modelo, es útil hacer un análisis de sensibilidad del modelo para identificar el origen de los errores observados.

El análisis de sensibilidad consiste en variar los parámetros del modelo con distintos valores, y

con ello medir el efecto asociado. Examinando estos resultados, se puede empezar a identificar qué parámetros tienen un impacto más significativo en los resultados del modelo.

3.1.8.5. Ajuste fino del modelo

Una vez realizados los procesos de precalibrado y de análisis de sensibilidad, se procede a un ajuste con mayor detalle del modelo de simulación hidráulica. Los dos parámetros que se incluyen en esta fase de calibración son el coeficiente de rugosidad y las demandas nodales.

Normalmente, este tipo de ajuste se hace en los dos tipos de modelos que se ha venido comentando: estático y de periodos extendidos.

Para el caso de la calibración estática, los parámetros del modelo se ajustan para que se cumplan las presiones y los caudales asociados con observaciones estáticas. Por su parte, en la calibración de periodos extendidos, los parámetros se ajustan para que se verifiquen las presiones y caudales variables en el tiempo, así como las trayectorias de los niveles en tanques o depósitos. Es importante mencionar que la calibración estática es más sensible a cambios en el coeficiente de rugosidad de las tuberías, mientras que la calibración de periodos extendidos es más susceptible a las demandas en los nodos. La mayoría de los responsables de la simulación de una red han empleado un método empírico de prueba y error, lo que trae como consecuencia que el proceso de calibración sea lento y frustrante.

En resumen, el proceso de calibración hidráulica se puede describir de la forma siguiente:

- Se proponen valores iniciales en los parámetros
- Se realiza una simulación con el modelo, considerando los parámetros del punto anterior
- Se hacen mediciones en la red de distribución
- Se comparan los valores obtenidos en campo y gabinete, y en los casos en que las diferencias son importantes, se modifican los parámetros de entrada del modelo

Esto se repite hasta obtener una tolerancia aceptable.

Los criterios presentados en este apartado son solo una referencia para auxiliar al modelador. Sin embargo, determinar si un modelo está calibrado dependerá, entre otras cosas, de:

- El tipo de modelo implementado
- Los objetivos planteados para el modelo
- La confiabilidad de los datos alimentados al modelo
- La cantidad de mediciones disponibles para realizar la calibración
- La precisión de los equipos utilizados para las mediciones de campo
- El tamaño de la red de distribución
- Las reglas establecidas por el cliente

Serán el criterio y la experiencia del modelador lo que determine cuándo un modelo está listo para representar significativamente el funcionamiento de la red bajo estudio.

3.2. EJEMPLO DE APLICACIÓN

3.2.1. INTRODUCCIÓN

Para ejemplificar el procedimiento a seguir en la implementación de un modelo de simulación hidráulica se presenta el siguiente caso:

La comunidad mostrada en la Ilustración 3.30 cuenta con una población de 566 habitantes. El servicio de agua potable se brinda por medio de una red de distribución que se describe en la Ilustración 3.30 y en la Tabla 3.1.

3.2.2. DETERMINAR LOS ALCANCES DEL MODELO

¿Cuál es el objetivo del modelo de simulación?

Se requiere un modelo para evaluar las distintas políticas de operación y definir si la infraestructura existente es adecuada para dar servicio a la población y, de no ser así, evaluar distintas alternativas de solución. Habrá que estimar parámetros hidráulicos, por lo que se propone usar un modelo operacional. Como el mayor interés es establecer la cantidad de agua necesaria para abastecer a la población y la forma en que podría ser consumida, se propone un modelo arterial que incluya la red principal y líneas secundarias. Para poder evaluar distintas políticas de operación se requiere analizar el comportamiento de la red en un intervalo de tiempo, por lo que un modelo en estado no permanente es más adecuado.

Ilustración 3.30 Comunidad para estudio



Tabla 3.1 Propiedades de la red de distribución

Pozo					
No.	Pozo	Profundidad (m)	Nivel dinámico (m)	Presión a la descarga (m)	Gasto (L/s)
1	H. Cuates	194	178	50	1.75
Tanque de almacenamiento					
Tipo de tanque	Elevación de la base (msnm)	Dimensión x (m)	Dimensión y (m)	Altura máxima (m)	Capacidad (m³)
Superficial	1 033	5.32	4.79	2	44
Tuberías					
Diámetro (in)		Longitud (km)		Longitud (%)	
2.0		1.320		38	
2.5		1.750		50	
3.0		0.429		12	

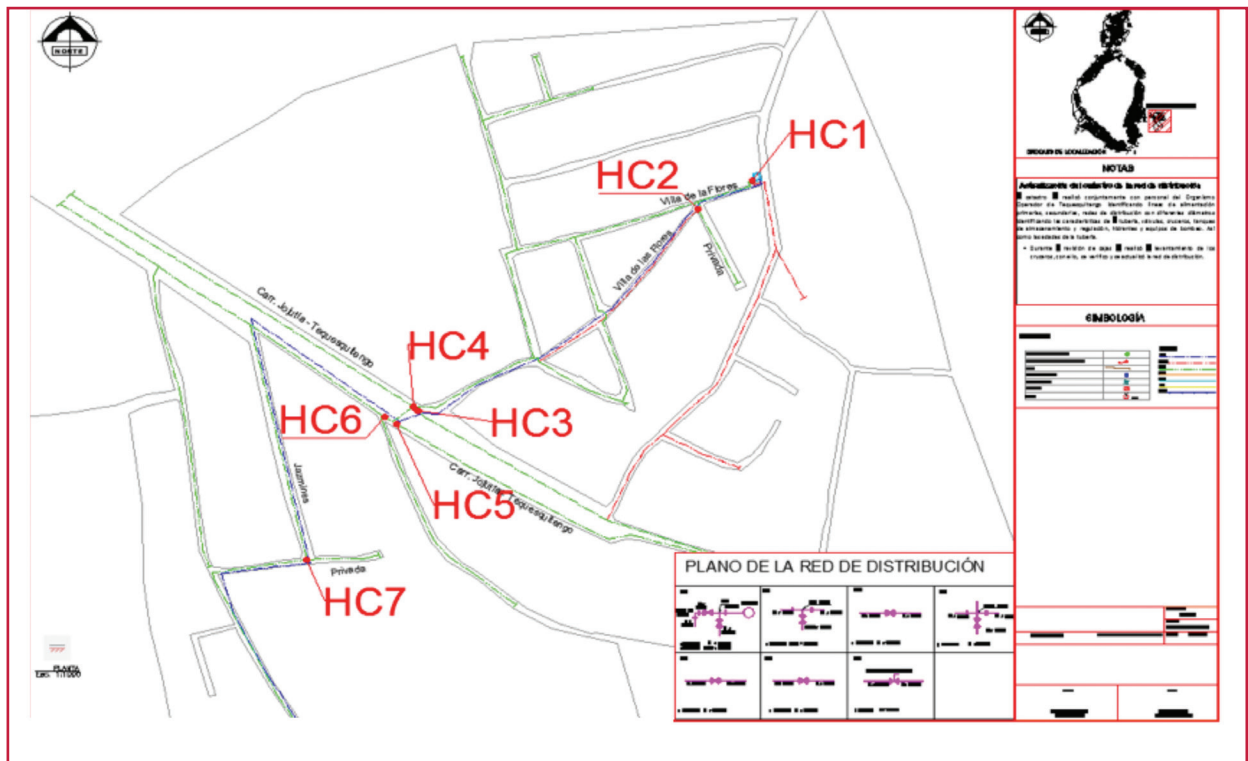
Ya que dentro de la red de distribución no se esperan cambios bruscos de velocidad ni conducciones en las que se presenten transitorios hidráulicos significativos, es adecuado utilizar un modelo de tipo no inercial.

En síntesis, se implementará un modelo operacional, arterial, en estado no permanente, de tipo no inercial o de periodos extendidos.

3.2.3. RECOPIRAR LA INFORMACIÓN

Antes de analizar y diseñar una red de distribución por medio de un programa computacional, hay que representar la configuración geométrica y física del sistema, de tal modo que pueda ser reconocido por el programa. Generalmente, para representar la geometría del sistema, se utiliza la notación de nodos o crucesos interco-

Ilustración 3.31 Plano de la red de distribución



nectados (Ilustración 3.4). En este caso, los enlaces representan las secciones individuales de tubería con características geométricas y físicas definidas, y los cruceros son los puntos de conexión de una o varias tuberías. Comúnmente, el punto de partida para la integración de un modelo de simulación hidráulico es un plano de la red de distribución, ya sea de proyecto o existente (Ilustración 3.31). No siempre se cuenta con esta información, o sucede que la información existente no corresponde con el estado actual de la red de distribución, por lo que siempre es recomendable realizar levantamientos de campo tal como se indica en el apartado 3.1.2.

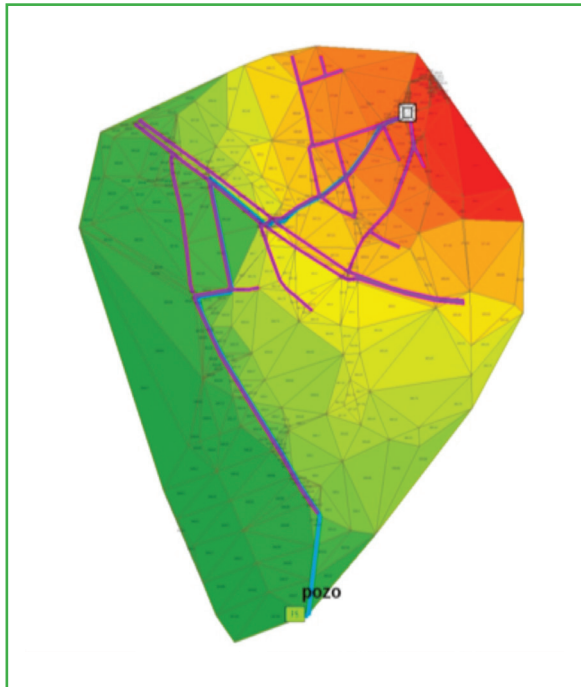
Además, se requiere contar con el plano topográfico de la zona de estudio o, en su caso, con el modelo digital de elevaciones (MDE), tal como se muestra en la Ilustración 3.32.

Si se fuera a proyectar la infraestructura necesaria para la comunidad, se requeriría proyectar el crecimiento poblacional en el horizonte de proyecto y definir la propuesta de ampliaciones a la red de distribución. En tal caso, para un horizonte de 30 años, se espera que la población aumente a 3 289 habitantes, como lo muestra la Ilustración 3.33b.

3.2.4. TOPOLOGÍA DE LA RED

Una vez recopilada la información, se estructurará de forma que facilite el proceso de modelación. Como se indicó en el apartado 3.1.3, se deberán representar los elementos de la red como puntos y líneas, y se introducirá tanto la información de la red como el consumo de la población.

Ilustración 3.32 Modelo Digital de Elevaciones del sitio en estudio



Los pozos, tanques, nodos de consumo, cambios de dirección y uniones de tuberías se representan por medio de puntos (*junctions*), mientras que las tuberías, equipos de bombeo y válvulas se muestran con líneas (*links*). Después se representan los nodos de la red, junto con la información correspondiente (coordenadas UTM x , y , así como su elevación), como se muestra en la Ilustración 3.34.

Los elementos línea de la red, con su respectiva información, se presentan en la Ilustración 3.35 Para el caso de tuberías, Los datos requeridos son: diámetro, longitud de tramo, material, coeficiente de rugosidad; para válvulas, se define el tipo y sus características; en el caso de las bombas, se puede integrar la información de la Tabla 3.1.

Ilustración 3.33 a) Población actual b) Población proyectada

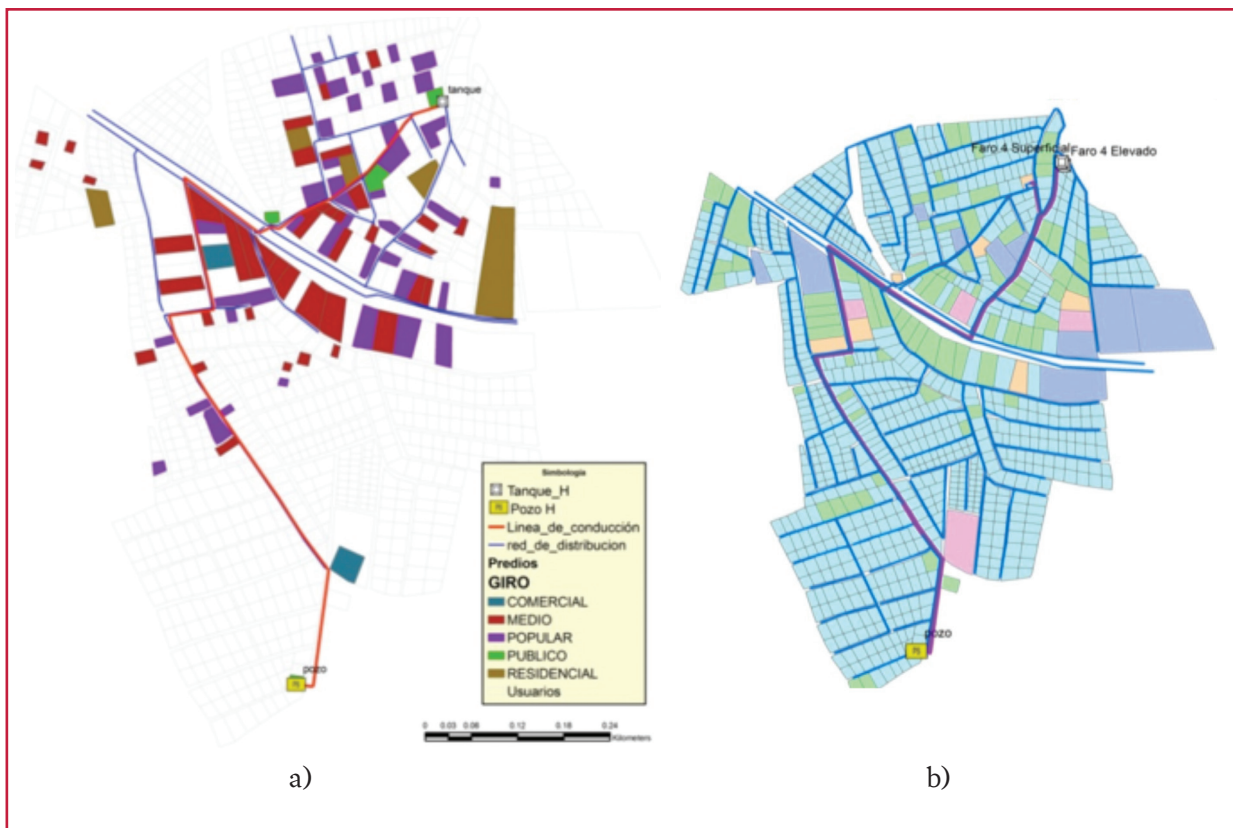


Ilustración 3.34 Elementos *junction* de la red

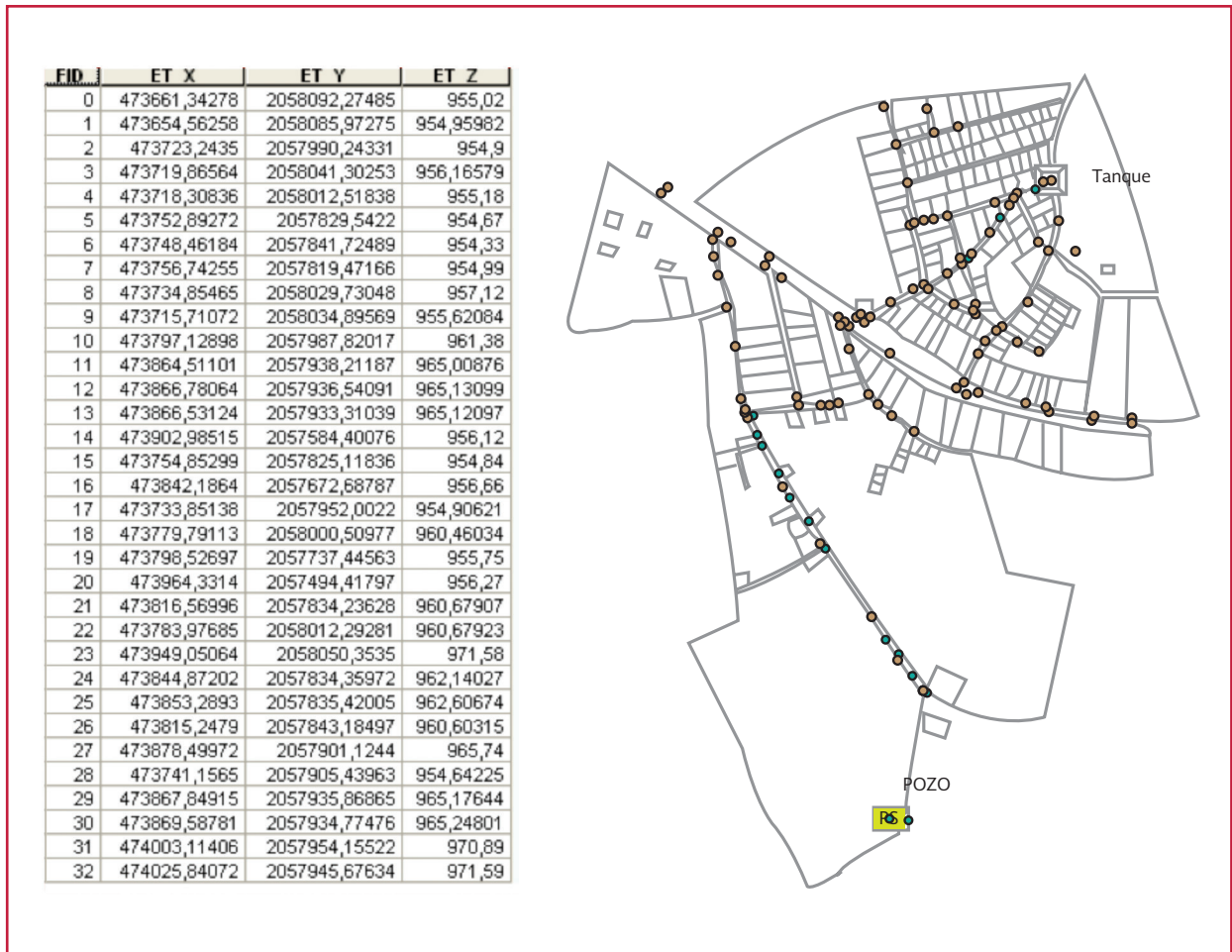
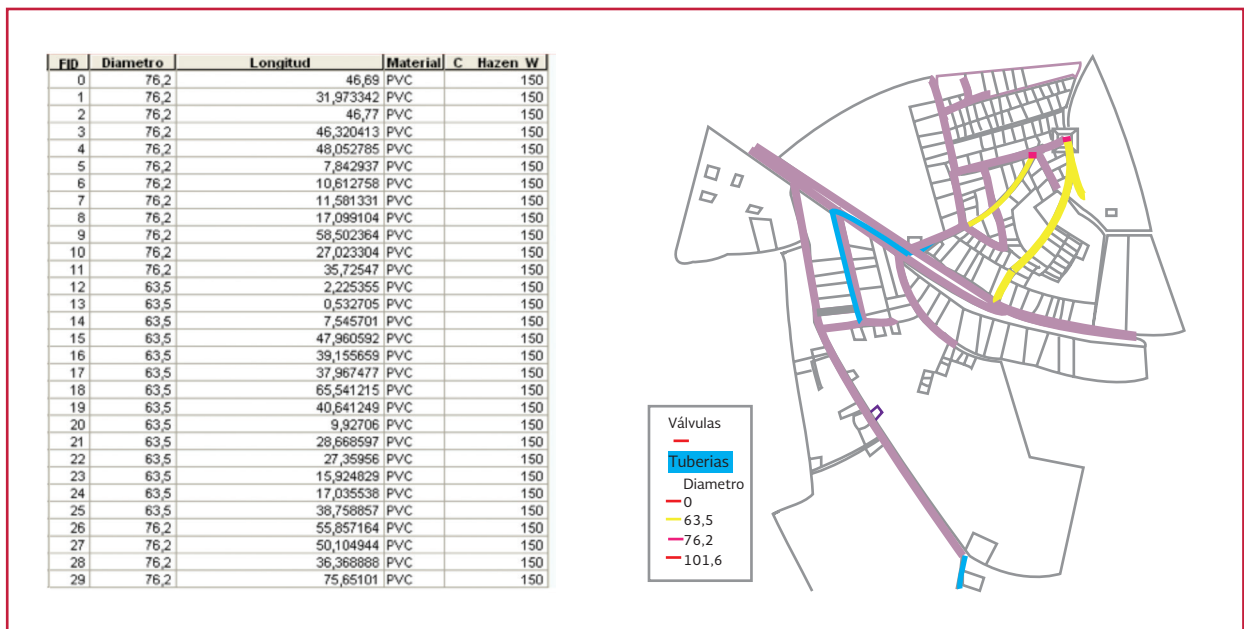


Ilustración 3.35 Elementos *link* de la red



3.2.5. ESQUELETIZACIÓN DE LA RED

Debido al tamaño de la red de distribución en estudio, no es necesario realizar una simplificación de los componentes; sin embargo, para modelos más grandes considere las recomendaciones dadas en el apartado 3.1.4.

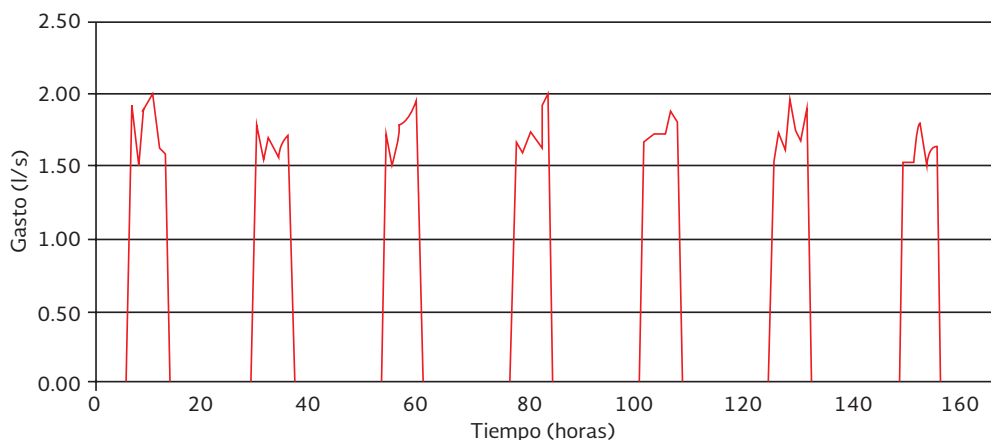
3.2.6. ASIGNACIÓN DE LA DEMANDA

Debido a que no existe macromedición en la zona, no es posible conocer el historial del volumen producido. Sin embargo, se pueden realizar medicio-

Ilustración 3.36 Mediciones de flujo en campo



Ilustración 3.37 Mediciones en el pozo



nes de campo en la descarga del pozo para estimar el gasto extraído (Ilustración 3.36). Los resultados obtenidos se presentan en la Ilustración 3.37.

De acuerdo con los horarios de suministro (siete días a la semana, de 7:00 a 13:00), el volumen total producido por semana es:

$$\begin{aligned} (QT_{deservicio})N_{Dias} &= \left(0.00178 \frac{m^3}{s} 21\ 600s\right)7 \\ &= 269.14 \frac{m^3}{semana} \end{aligned}$$

Por tanto, el volumen mensual producido por el pozo es:

$$V_{Mensual} = \left(269.14 \frac{m^3}{sem}\right) 4 = 1\,076.54 \frac{m^3}{mes}$$

Considérese que existen predios de tipo comercial húmedo en la zona. Por tanto, por predio, la población recibe:

$$\begin{aligned} \text{Dotación} &= \frac{(1\,076.54 m^3 / mes)}{(102 \text{ predios})} \\ &= 10.55 \frac{m^3}{(\text{predio} * mes)} \\ &= 346.99 \frac{L}{(\text{predio} * día)} \end{aligned}$$

De acuerdo con los horarios de suministro, la demanda por predio resulta:

$$D_i = \frac{346.99 L}{6 h} = 57.83 \frac{L}{h} = 0.01606 \frac{L}{s}$$

Tabla 3.2 Asignación de demanda nodal, de acuerdo con la Ilustración 3.38

Nodo	Predios	Di L/s	Dn L/s
1	3	0.016	0.048
2	0	0.022	0.000
3	0	0.022	0.000
4	0	0.022	0.000
5	7	0.022	0.124
104	3	0.022	0.048

Entonces, la demanda por nodo resultará de multiplicar por el número de predios de influencia por nodo, como lo muestra la Ilustración 3.38.

Considerando la división presentada en la Ilustración 3.38, la demanda resultante asignada a los nodos resulta como se muestra en la Tabla 3.2. Este cálculo deberá realizarse para todos los nodos de la red, tomando en cuenta que no debe asignarse la demanda a todos los nodos.

Ilustración 3.38 Asignación de predios por área de influencia



3.2.7. INTEGRACIÓN DE LOS COMPONENTES DEL MODELO

En este punto del proceso, se cuenta con los elementos físicos de la red de distribución, que se clasifican en elementos tipo nodo (*junction*) y elementos tipo línea (*link*). La manera de integrar los componentes de la red en el modelo dependerá del programa utilizado para la simulación. Por ejemplo, utilizando la plataforma de modelación del programa CivilCad®, los elementos pueden ser definidos desde el plano de Autocad® (Ilustración 3.39). En el programa EPANET 2.0®, los componentes se definen de manera directa en el espacio de trabajo (map) por medio de las herramientas de trazo con las que cuenta el programa, como se muestra en la Ilustración 3.40.

Por otra parte, existen paquetes de cómputo que permiten integrar los componentes de la red desde un plano de Autocad® o de una base de datos con extensión *.shp, como Watergems®, Infoworks®, entre otros (Ilustración 3.41).

La elección de un programa para la simulación hidráulica se hará en función de la problemática a resolver y del costo, como factor determinante. En el mercado se ofrece gran variedad de paquetes de cómputo con diversas funciones y complementos que facilitarían la realización del modelo de simulación. Sin embargo, su precio puede hacer que el proyecto no sea rentable.

3.2.8. CALIBRACIÓN DEL MODELO DE SIMULACIÓN HIDRÁULICA

Una vez integrados los componentes y realizada la corrida con éxito, se ha terminado la primera etapa de la modelación. Esto no significa que dicho modelo simulará el funcionamiento real del sistema y que sus resultados pueden ser la base para tomar decisiones en cuanto a la red de distribución y su operación. Tómese en consideración que no es posible que un modelo de estas características sea capaz de representar el funcionamiento de la red de distribución al 100 por ciento

Ilustración 3.39 Componentes de la red con la plataforma CivilCad®

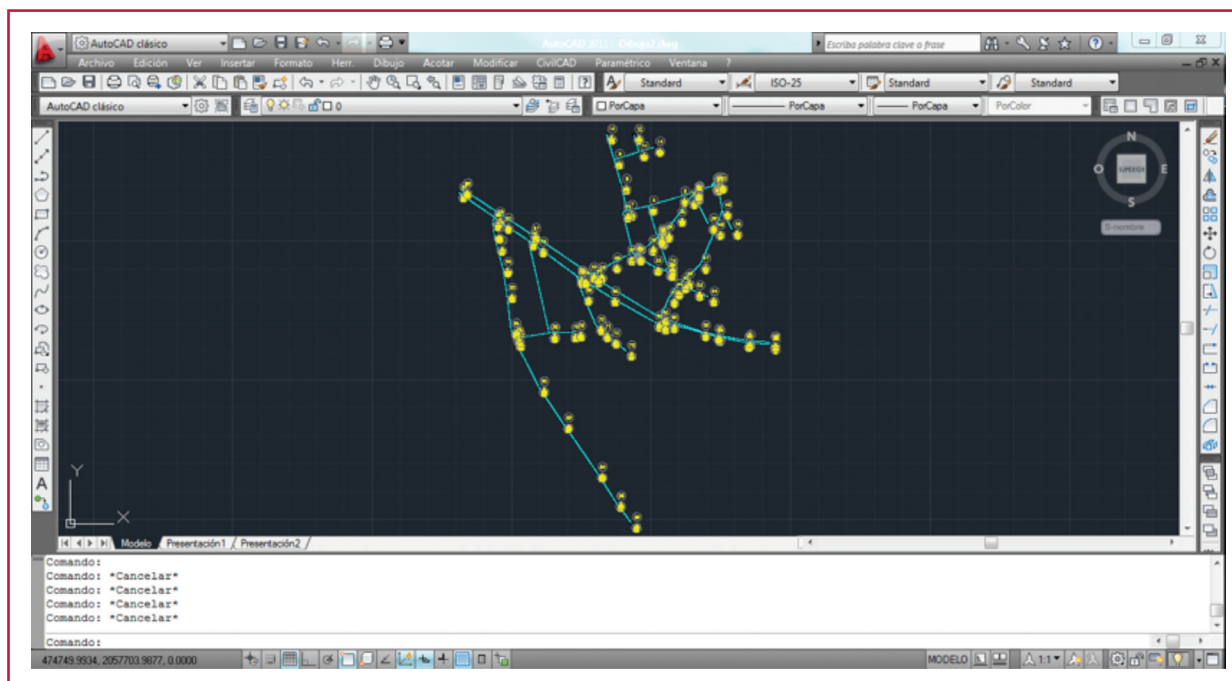


Ilustración 3.40 Trazo de los componentes físicos en el programa EPANET® 2.0

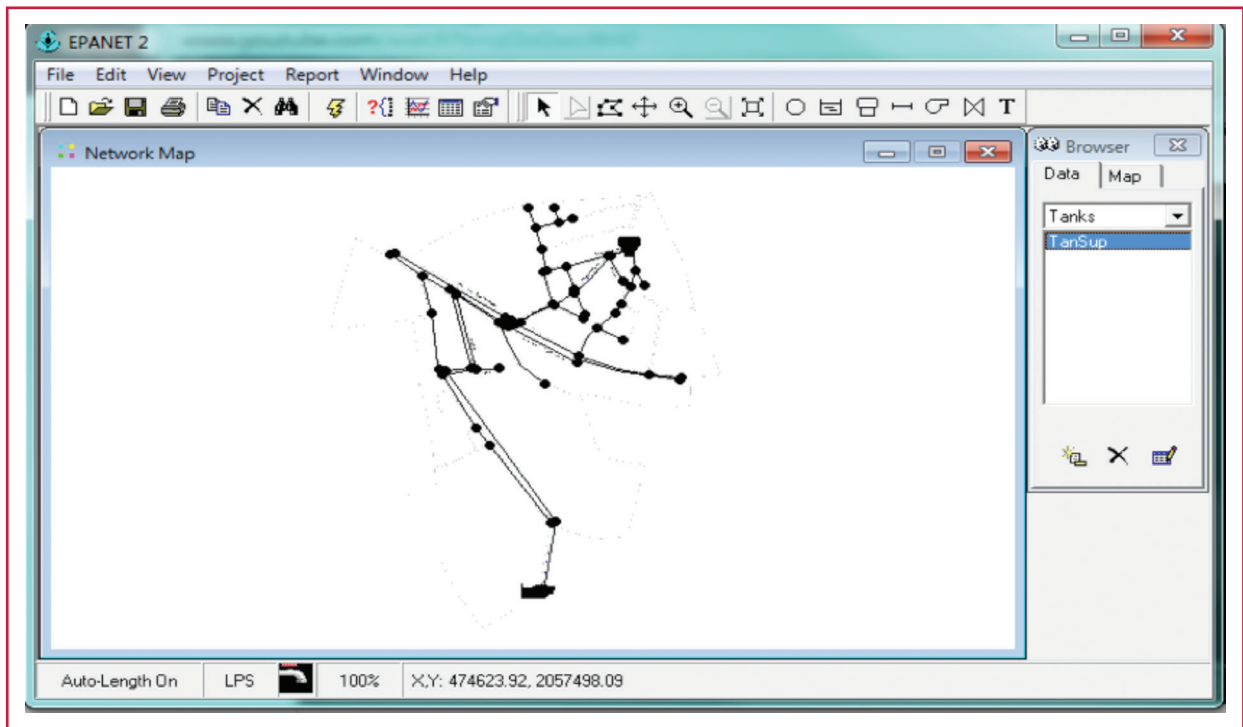
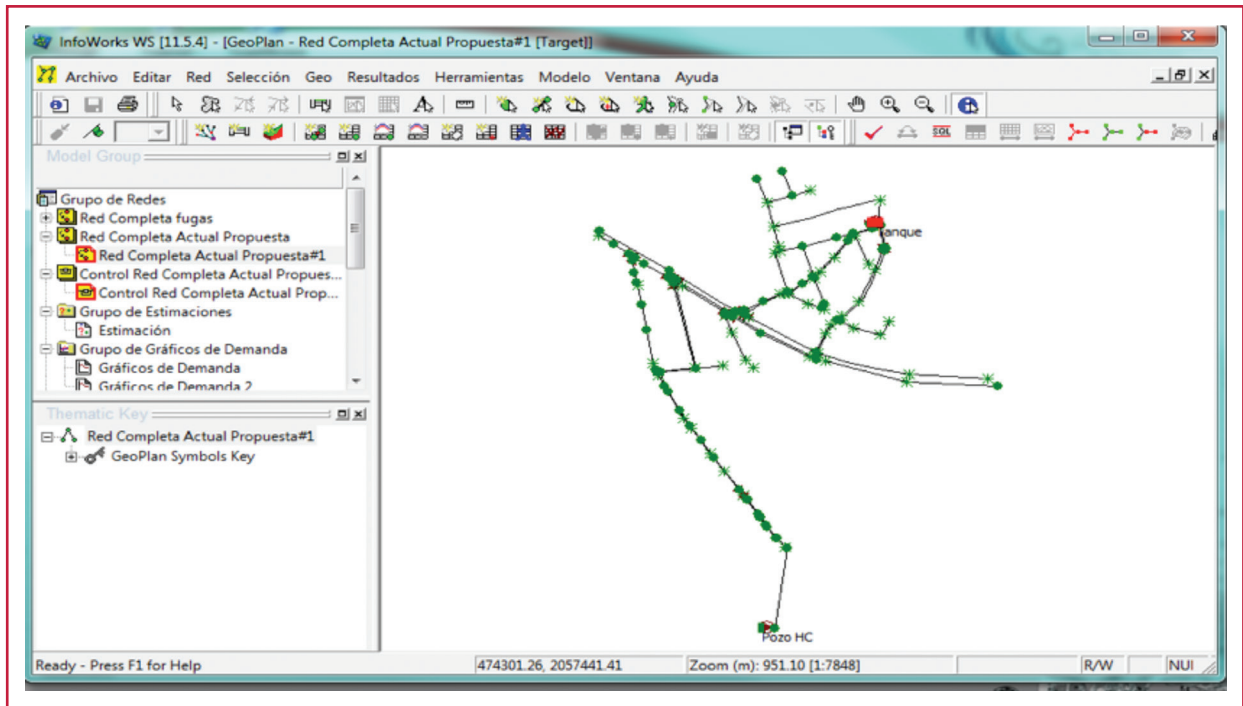


Ilustración 3.41 Trazo de los componentes físicos en el programa Infoworks® 11.5.4



debido a las consideraciones iniciales, las simplificaciones de la red y las limitaciones propias del modelo matemático. El proceso de calibración se puede dividir en dos niveles. El primer nivel sirve para comprobar que el modelo está produciendo resultados razonables, aunque no necesariamente precisos. En esta fase, se revisan algunos problemas como:

- Presiones excesivamente bajas
- Bombas funcionando fuera del intervalo admisible o paradas por esta razón
- Tanques que continuamente se están vaciando o llenando
- Nodos desconectados de cualquier fuente a causa de tuberías o válvulas cerradas, o a causa de bombas paradas

El primer paso a seguir es evaluar los resultados obtenidos inicialmente por el modelo. Apparentemente, el informe de la simulación (Ilustración 3.42.) muestra resultados erróneos, dado que

observamos presiones negativas muy grandes. Conviene hacer una pausa y analizar a detalle este comportamiento.

Estos pulsos extremos, tanto positivos como negativos, se presentan cuando el proceso iterativo de las ecuaciones de balance no converge en un valor, en el número de iteraciones definido.

En el caso específico de este modelo, estos informes corresponden a los lapsos de tiempo en que no hay servicio. Dadas las condiciones de operación de esta red de distribución, se presentará este tipo de informes de error aparente en el modelo. Como se ha enfatizado, es responsabilidad del modelador analizar y decidir sobre estos casos (Ilustración 3.43).

En lo que se podría llamar un segundo nivel de calibración, se realizan los ajustes a los parámetros del modelo; aquí se pretende conseguir la mejor representación del comportamiento de la

Ilustración 3.42 Informe de la simulación a) programa Infoworks b) programa Epanet

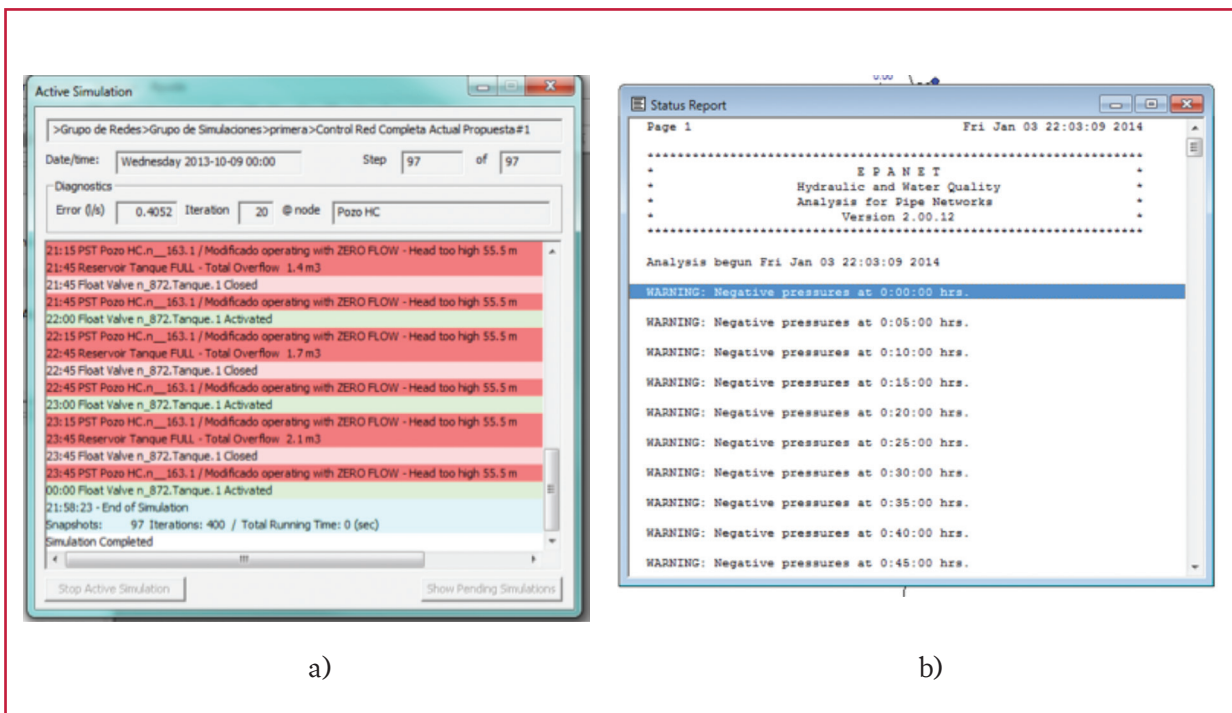
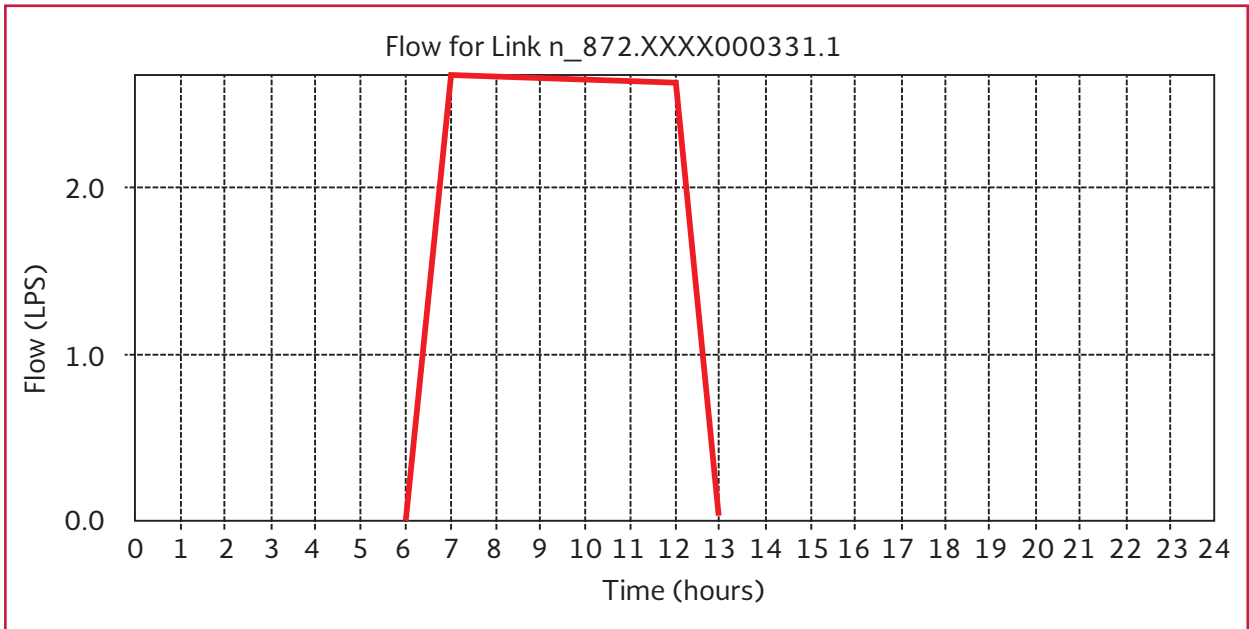


Ilustración 3.43 Flujo en la tubería de llegada al tanque



red de distribución. En general, esta fase se conforma de lo siguiente:

Los datos obtenidos de la campaña de medición se comparan con los obtenidos del modelo de simulación. La Ilustración 3.44 presenta un gráfico comparativo entre los datos de presión tomados en siete puntos de la red y los resultados obtenidos del modelo de simulación.

Una vez hecho esto, seleccionamos la opción Calibration Data del menú Project. Aparecerá un cuadro de diálogo, donde se pueden definir seis archivos de calibración, de los cuales cuatro corresponden a elementos tipo junction y dos a elementos tipo link. Los dos parámetros que se incluyen en esta fase de calibración serán el coeficiente de rugosidad y las demandas nodales. Como se definió en el apartado 3.1.8, el proceso de ajuste se lleva a cabo haciendo lo siguiente:

- Se proponen valores iniciales de los parámetros

- Se realiza una simulación con el modelo, considerando los parámetros del punto anterior
- Se hacen mediciones en la red de distribución

Se comparan los valores obtenidos en campo y gabinete y, en los casos en que las diferencias son importantes, se modifican los parámetros de entrada del modelo. Esto se repite hasta obtener una tolerancia aceptable (Ilustración 3.45).

Se procura que los resultados cumplan con los límites establecidos en el apartado 3.1.8, sin que esto sea una regla establecida.

Considere que esos parámetros son exclusivamente de referencia y es responsabilidad del modelador determinar cuándo un modelo se considera adecuado para representar la red bajo estudio, lo que dependerá de los objetivos planteados para la simulación.

Ilustración 3.44 Comparación entre los resultados obtenidos de las mediciones de campo y la primera simulación

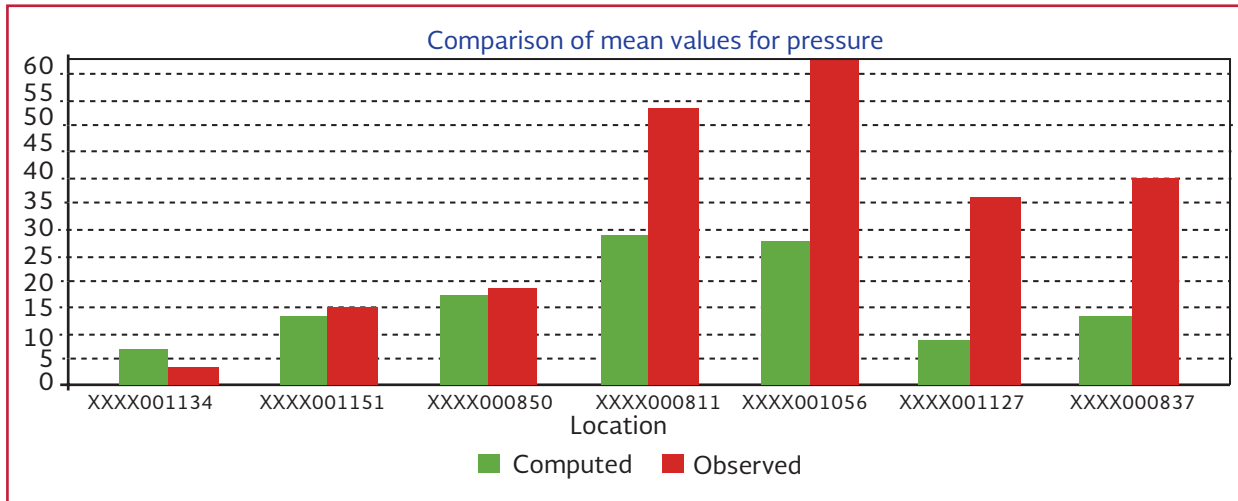
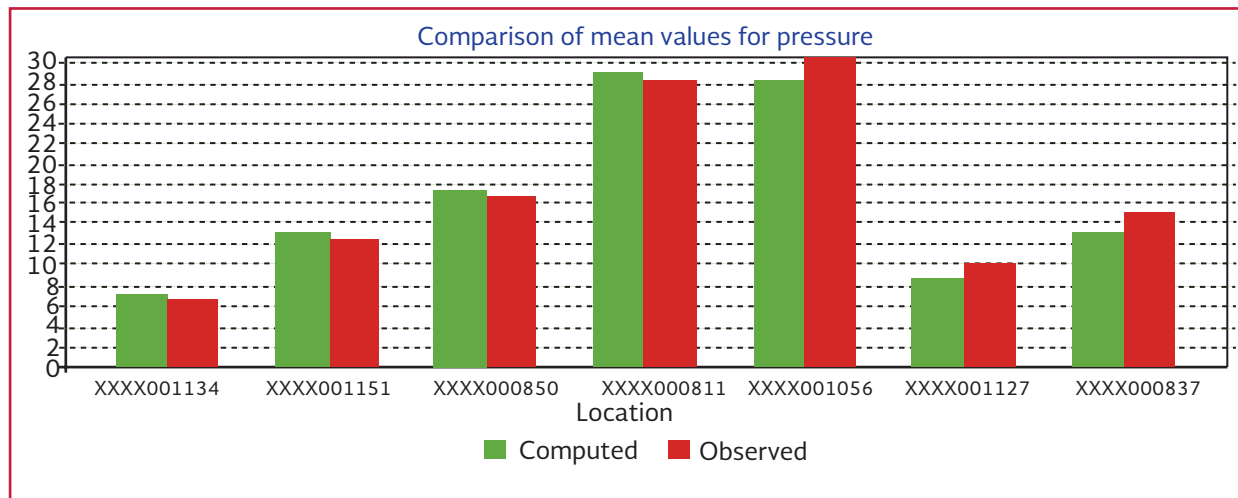


Ilustración 3.45 Comparación entre los resultados obtenidos de las mediciones de campo y el modelo calibrado



4

FUNDAMENTOS DE LA MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

4.1. TRANSPORTE Y MEZCLA EN LA RED DE TUBERÍAS

La distribución del flujo en una red de agua se define por medio de la conservación de la masa y la conservación de energía, suponiendo que ningún componente o sustancia agregado en el agua afecta algún término en estas relaciones. Por tanto, un análisis hidráulico para determinar la velocidad del flujo en las tuberías y las cargas en los nodos se puede completar sin tener en cuenta la calidad del agua. Sin embargo, dado que el transporte del agua y de las sustancias está directamente relacionado con las velocidades del flujo, una sólida comprensión de los sistemas hidráulicos de la red y un modelo hidráulico bien calibrado son necesarios para llevar a cabo el análisis y la evaluación de la calidad del agua. Todos los modelos de calidad del agua disponibles aplican un módulo para el transporte de un soluto a través del sistema tomando como punto de partida la distribución de flujo resultante de un análisis hidráulico.

El resultado de un análisis de la calidad del agua en una red de tuberías muestra la concentración de sustancias en todos los nodos. Un análisis en flujo no permanente es generalmente lo más adecuado. Sin embargo, las condiciones de flujo permanente son más fáciles de analizar, aunque

son menos exactas. En los análisis de flujo permanente y no permanente, dos procesos deben ser considerados para la modelación de la calidad del agua en una red de tuberías, la mezcla en los nodos y el transporte en las tuberías. Para el cálculo de la mezcla de agua con concentraciones de sustancias diferentes se considera que en el nodo no existe almacenamiento y se da por hecho que el agua pasa de manera instantánea. Si se añade al sistema una sustancia adicional, se entiende que la adición ocurre en un nodo y que varios tipos de inyectores pueden proveer alguna sustancia. Para el análisis de calidad del agua, el transporte de agua a través de una tubería depende del tiempo. El tiempo de viaje en una tubería proporciona el tiempo de traslado entre los nodos que unen el tramo. Además, debido a las reacciones, la concentración de una sustancia puede aumentar o decaer durante el traslado por las tuberías. A continuación se describen los procesos de mezcla y transporte y su formulación matemática.

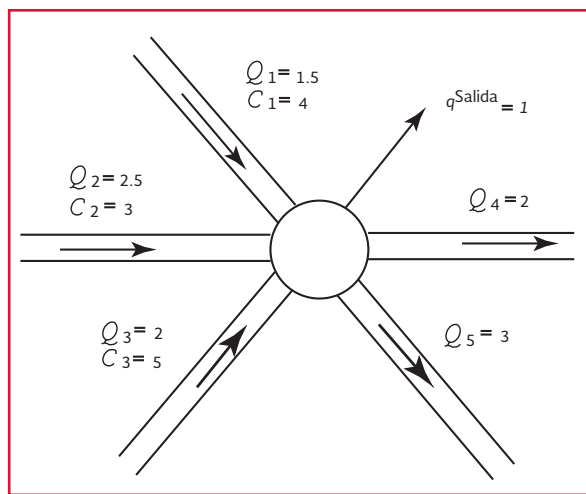
4.1.1. MEZCLA EN LOS NODOS

4.1.1.1. Nodos simples

En los nodos dentro de una red de tuberías, los cambios en la calidad de agua se deben a la dilución y a la inyección. Para determinar el

efecto de la combinación de flujos con diferentes concentraciones de soluto, se parte de que en el nodo ocurre una mezcla completa e instantánea y, como resultado, las concentraciones son uniformes en toda la sección transversal de la tubería aguas abajo. Considérese un cruce con tres tuberías que ingresan flujo, dos más que lo extraen y una toma adicional en el nodo (Ilustración 4.1).

Ilustración 4.1 Nodo de conexión con tres entradas y tres extracciones



Con base en el balance de la masa del soluto en el nodo, la ecuación que describe la mezcla en el nodo resulta:

$$C_1 Q_1 + C_2 Q_2 + C_3 Q_3 - C_4 Q_4 - C_5 Q_5 - C_{Salida} q^{Salida} = 0 \quad \text{Ecuación 4.1}$$

Los signos corresponden a las entradas y a las salidas del nodo. Para el análisis de la calidad del agua, estas direcciones de flujo, las velocidades en las tuberías y las concentraciones de las sustancias a la entrada del nodo se conocen del resultado del modelo hidráulico realizado previamente.

Dado que las concentraciones a la entrada son conocidas, esta ecuación se puede resolver para C_{Sal} :

$$C_{sal} = \frac{C_1 Q_1 + C_2 Q_2 + C_3 Q_3}{Q_4 + Q_5 + q^{Salida}} = \frac{4(1.5) + 3(2.5) + 5(2)}{3 + 2 + 1} = 3.92$$

La Ecuación 4.1 se puede escribir para un nodo en general como:

$$C_{sal} = \frac{\sum_{I \in J_{en}} C_I Q_I + C_{en} q^{en}}{q^{sal} + \sum_{I \in J_{sal}} Q_I} \quad \text{Ecuación 4.2}$$

El flujo entra en el nodo a través de tuberías J_{en} y un flujo suministrado externamente a través de q_{en} . Cada uno de estos flujos puede tener una concentración de un soluto diferente, C_I y C_{en} , respectivamente. El flujo de salida se da en las extracciones en el nodo q_{sal} , y en el flujo conjunto de la tubería J_{sal} . Con la suposición de mezcla completa, todas las salidas tienen la misma concentración. La Ecuación 4.2 muestra que la concentración de salida es un promedio ponderado de las concentraciones de flujo entrantes.

4.1.1.2. Nodos con inyección de solutos

En la mayoría de los modelos, un soluto puede ser introducido al sistema de cinco maneras. En primer lugar, para una simulación dinámica, la concentración inicial, C_0 , se debe definir para todos los nodos. En segundo lugar, se puede agregar al sistema con el agua que entra en la red como contribución de las fuentes. Las tres últimas maneras son las inyecciones de un soluto en un nodo sin demanda, como un trazador o una inyección de refuerzo de desinfección. Un enfoque común es la inyección de cloro que se puede utilizar en una planta de tratamiento de agua o en puntos de refuerzo. El cloro se encuentra disponible en estado sólido, líquido o en forma de gas (Ilustración 4.2). Por razones de

seguridad, se maneja a menudo lejos de la planta. En el inyector, el agua se extrae con una tubería del sistema de distribución. El agua fluye a través de la cámara de contacto; la dosis se da en función del gasto y del tamaño de la cámara. Se pueden utilizar múltiples cámaras para flujos mayores. Dependiendo del diseño, el flujo puede ser enviado a un pequeño depósito antes de ser devuelto a la tubería. Un alimentador de cloro (gas o de líquido) trabaja bajo el mismo principio con el desinfectante. Normalmente suministra directamente a la corriente con un dispositivo para asegurar una mezcla adecuada.

Concentración de una fuente

La concentración de una fuente se expresa como C_{en} y representa la concentración al ingreso de la red de distribución o a la salida de un pozo o tanque.

Ilustración 4.2 Sistema de cloración por medio de gas



Inyección de soluto por medio de un propulsor

Este método consiste en inyectar, a presión, un soluto (m_{ent}) en un nodo de la red. Esta opción es útil para un estudio con trazadores o en un modelo para revelar posibles efectos de intrusión no deseada, debida a un caso de reflujo o una contaminación intencional, m_{ent} . Puede representar la masa de la inyección, el trazador o el contaminante en el sistema con respecto del tiempo.

Concentración de consigna (Setpoint) y flujo regulado

En los dos últimos tipos, la inyección se realiza a la salida de un nodo para aumentar la concentración en el flujo de salida (tubería de salida y las extracciones en el nodo). Un inyector de flujo regulado suministra una concentración fija de-

finida, C_{sal}^{entj} , en todas las salidas. Por lo que la concentración a la salida del nodo, considerando una inyección de este tipo resulta:

$$C_{sal} = \frac{\sum_{I \in J_{sal}} C_I Q_I + C_{ent} q^{ent}}{q^{sal} + \sum_{I \in J_{sal}} Q_I} + C_{sal}^{entj}$$

Ecuación 4.3

4.1.2. TRANSPORTE EN TUBERÍA

El transporte de una propiedad general de un fluido se puede producir por cinco mecanismos:

- Advección
- Difusión molecular
- Difusión turbulenta
- Dispersión
- Radiación

La radiación se limita al transporte de energía por ondas electromagnéticas y no se considera para efectos de los modelos de redes de distribución. En la mayoría de condiciones, el mecanismo dominante para el transporte en la red de tubos es la advección.

La difusión molecular y la difusión turbulenta comúnmente no se toman en cuenta en redes de distribución de agua ya que el flujo es generalmente turbulento con una velocidad relativamente alta. La mayoría de los modelos de calidad del agua representan sólo la advección. Incluso si se modela en condiciones de flujo laminar, la advección debe ser incluida.

4.1.2.1. Advección

La advección es el movimiento de una partícula con el agua, en la dirección del flujo, con la mag-

nitud de la componente de la velocidad principal. Un ejemplo de advección es el movimiento de un diablo de limpieza interna en una tubería. Para quitar el material incrustado de una pared de la tubería, se puede insertar un diablo en la línea. El diablo es un objeto con forma de bala que está cubierto con material rugoso, a menudo una malla de metal, y que actúa como un estropajo (Ilustración 4.3). Se inserta en un hidrante y se mueve con la velocidad del agua a un punto de retiro aguas abajo. La Ilustración 4.4 muestra el transporte por advección de un soluto inyectado a la izquierda en el tiempo t , que se mueve en dirección del flujo una distancia L_{seg} . Mientras ocurre el pulso de entrada es Δt , la masa se mueve con el líquido con la misma velocidad a través de toda la tubería. La parte delantera del pulso alcanza el extremo inferior del tubo en el tiempo $t + \Delta \tau$, donde $\Delta \tau$ es el tiempo de viaje en la tubería.

La Ecuación 4.4 describe el transporte advectivo en una tubería. Los términos representan cambios en la concentración con respecto del tiempo, el transporte longitudinal a lo largo de la tubería y la reacción, respectivamente. Las unidades son concentración en el tiempo (por ejemplo, en mg/L/t). La Ecuación 4.4 se puede aplicar a un tubo entero o a un solo elemento de la tubería.

$$\frac{\delta C}{\delta t} + \frac{\delta C}{\delta x} = r(C) \quad \text{Ecuación 4.4}$$

El mecanismo de transporte por advección es el que domina en la mayoría de las redes de distribución. Sin embargo, otros mecanismos de transporte pueden cobrar importancia en condiciones que no son totalmente de flujo turbulento. En flujo laminar no se presenta un perfil uniforme de velocidades y no se presenta

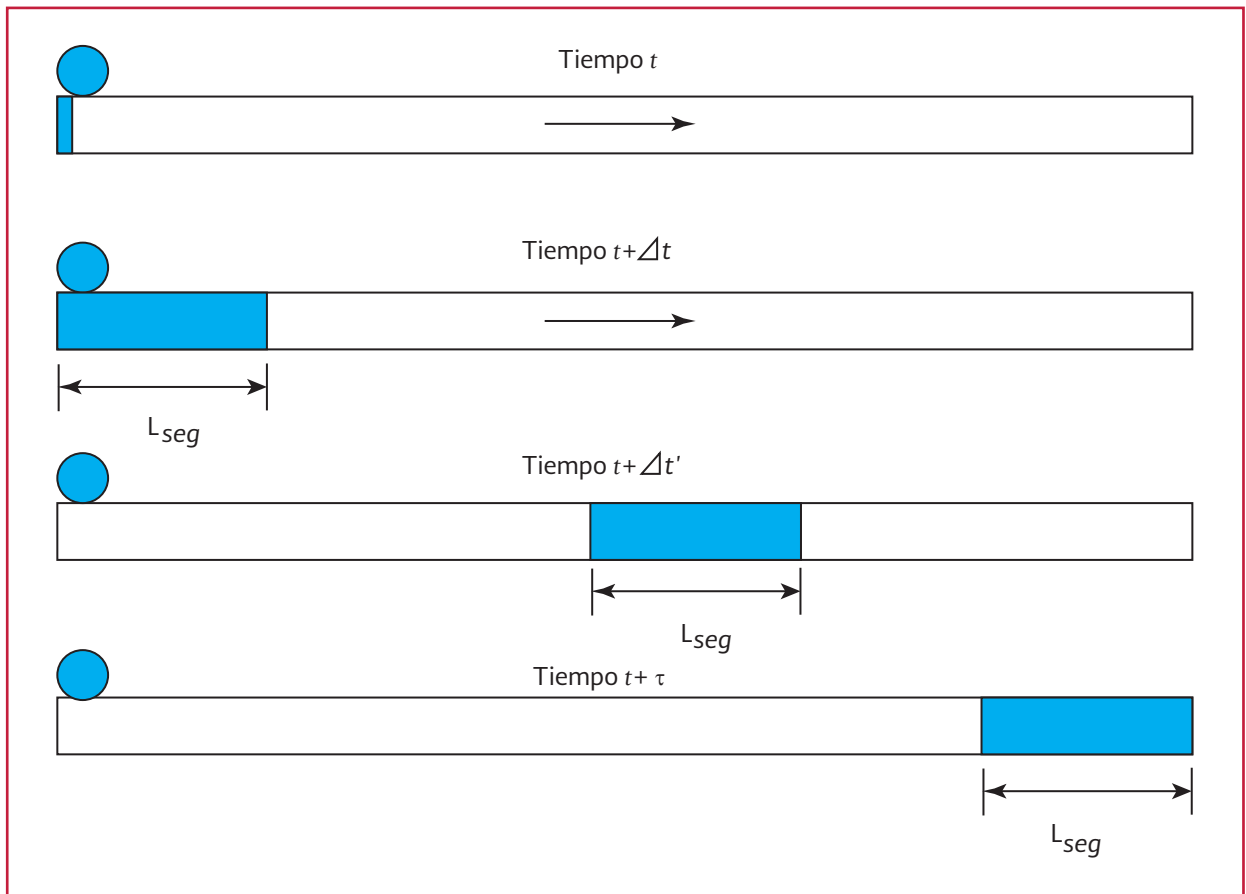
Ilustración 4.3 a) Diablos de limpieza b) Movimiento de un diablo con la velocidad media del flujo a través de la tubería.



la mezcla o dispersión que tiene lugar en un flujo turbulento. La mezcla disminuye con el nivel de turbulencia. Además, se debe analizar

la mezcla radial para comprender las reacciones entre los componentes de agua y la pared del tubo. Las investigaciones han progresado

Ilustración 4.4 Transporte por advección de un soluto

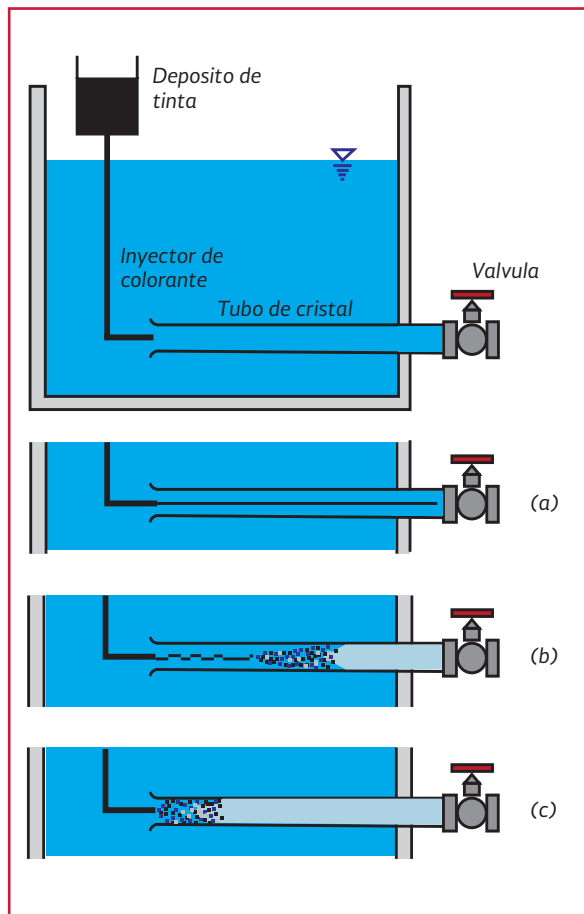


con el modelo radial y longitudinal de la mezcla para representar y caracterizar los mecanismos de transporte que se describen en los párrafos siguientes.

4.1.2.2. Difusión molecular

En 1883, Reynolds reportó los experimentos que condujeron al desarrollo de las primeras leyes que describen el flujo laminar y el turbulento. Los experimentos también proporcionaron una imagen visual de transporte en una tubería. El aparato de Reynolds es un tanque conectado a un tubo de vidrio con una válvula (Ilustración 4.5). En el de-

Ilustración 4.5 Experimentos de Reynolds de propagación de tinta para a) flujo laminar, b) transición, c) flujo totalmente turbulento.



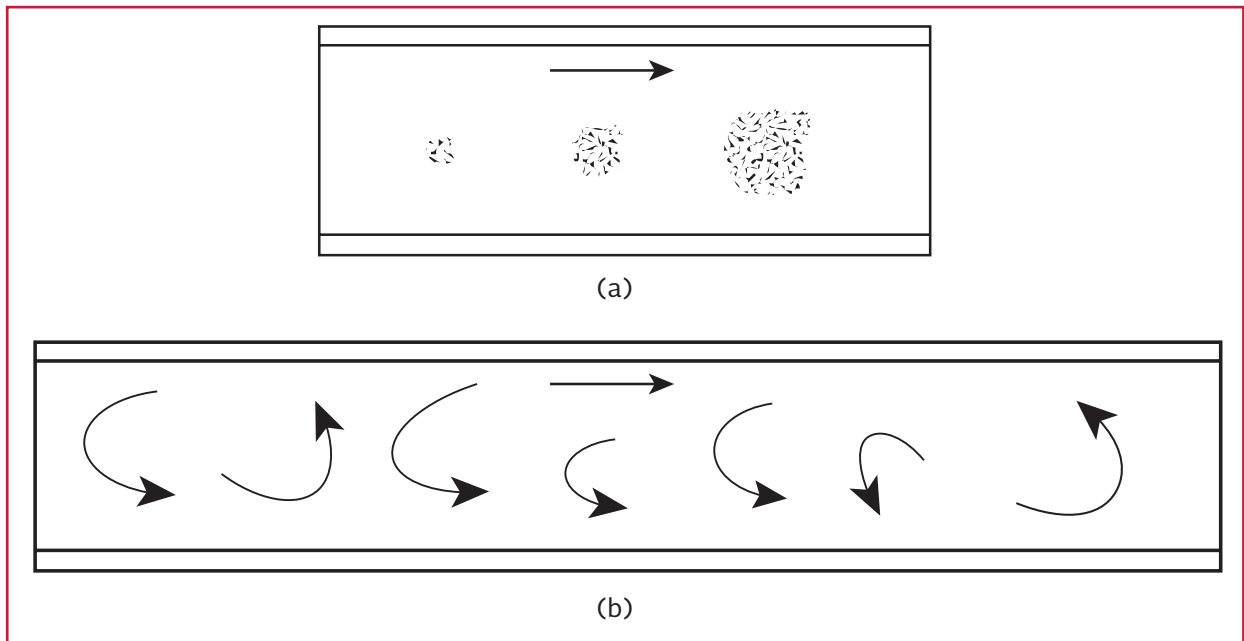
pósito se sumerge un tubo delgado para inyectar un colorante en el tubo. Mediante la manipulación de la válvula, controló el flujo y los diferentes regímenes que fueron claramente visibles con el movimiento de la tinta. Para condiciones de flujo bajo, el tinte se transportó en una línea casi recta (Ilustración 4.5a). Cuando la válvula se abrió un poco más, la línea recta de tinta comenzó a dispersarse y a medida que avanzaba en la tubería, el tinte se fue revolviendo con el agua hasta teñir toda el agua en la tubería (Ilustración 4.5b). Si la válvula se abre más, provoca una mayor velocidad, el resultado es el flujo turbulento y el tinte se extendió rápidamente a través de la sección de tubería llena (Ilustración 4.5c).

La difusión del colorante dentro del tubo de Reynolds fue causado por el movimiento al azar de las moléculas y la dispersión de fluido. El mecanismo que provoca este movimiento al azar se denomina como difusión.

La Ilustración 4.6 muestra la difusión molecular dentro de un tubo. Se observa una gota de colorante en tres momentos diferentes: a) la gota se expande a medida que viaja con el flujo (advección), b) el flujo en tuberías en un instante en el tiempo con remolinos resultantes de la difusión turbulenta.

Un ejemplo de la difusión molecular se presenta en una taza de agua caliente. Una bolsa de té se coloca lentamente dentro de la taza y causa muy poco movimiento. El agua lentamente se vuelve marrón cuando el té se mezcla con el agua por el movimiento aleatorio de las moléculas en el líquido. Este efecto molecular se produce muy lentamente. La redistribución de un soluto por este mecanismo se puede aplicar para una red de distribución, dentro de un tanque o en un tubo con agua en reposo o con movimiento muy lento.

Ilustración 4.6 Difusión molecular dentro de un tubo



4.1.2.3. Difusión turbulenta

La difusión turbulenta es el transporte causado por el movimiento al azar de secciones de líquido debido al movimiento turbulento del fluido. Una vez más, considérese la taza de agua caliente. En lugar de colocar la bolsa de té y esperar a que ocurra la difusión molecular, ahora la bolsa se levanta dentro y fuera del agua. Esta acción creará remolinos (turbulencias) en el agua y aumentará la tasa de mezclado y de coloración. Las regiones del agua con alta concentración de té tenderán a mezclarse con las partes que tienen concentraciones bajas, hasta que el té se distribuya uniformemente en toda la taza. Al igual que en la taza de té, la mezcla en los tanques es fundamental para entender la distribución de un soluto. Un chorro de agua que entra en un tanque puede causar turbulencia y acelerar la mezcla.

La difusión turbulenta también se produce dentro de una tubería durante el flujo turbulento. En la pared de un tubo con flujo laminar y con veloci-

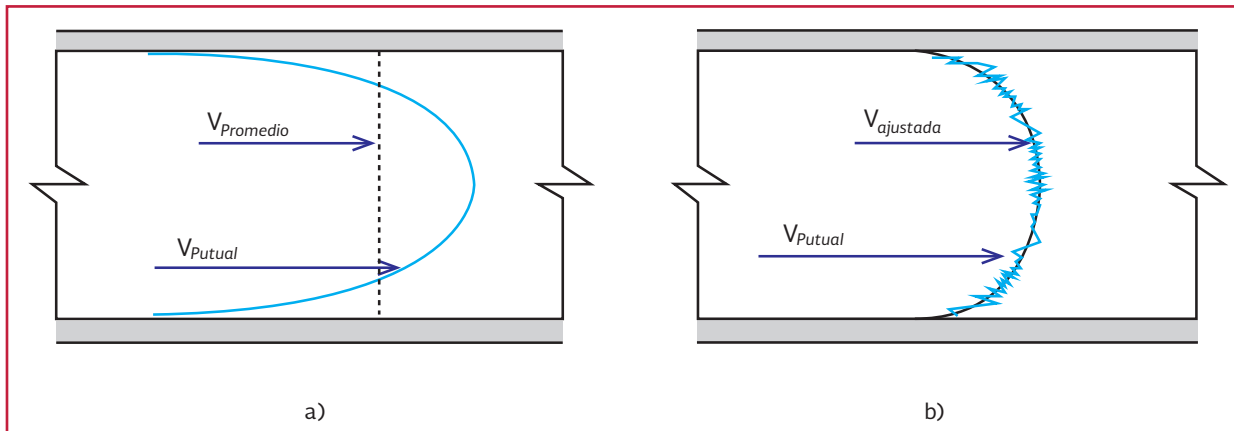
dades bajas, el agua pasará por encima y alrededor de las imperfecciones de la pared del tubo. A medida que aumentan las velocidades, el agua se mueve básicamente golpeando y rebotando contra la pared del tubo formando remolinos. Este proceso de distribución actúa más rápidamente que la difusión molecular (Ilustración 4.5b). En experimentos de Reynolds, cuando el nivel de turbulencia aumenta con la velocidad del flujo, la mezcla de tinte es más rápida (Ilustración 4.5).

4.1.2.4. Dispersión

La advección es el transporte debido a la velocidad del fluido, es decir, en un flujo turbulento, la velocidad es casi uniforme en una sección, casi igual al valor medio (Ilustración 4.7b) y la difusión de una masa en la dirección axial es pequeña. En condiciones de flujo bajo y de flujo laminar, la distribución de la velocidad no es uniforme; como se muestra en la Ilustración 4.7a, el centro de la tubería tiene una velocidad superior a la media.

Ilustración 4.7 a) Distribución de velocidades en flujo laminar

b) Distribución de velocidades en flujo turbulento



4.1.2.5. Impactos de la difusión y de la dispersión

En resumen:

La difusión afecta el transporte de masa en la sección transversal de la tubería y en dirección axial (a lo largo de la tubería).

La dispersión es un mecanismo de transporte para flujo laminar, que solo afecta el transporte en dirección axial. La Tabla 4.1 lista cuatro condiciones en las que cada mecanismo de transporte se aplica, y sus parámetros asociados.

La difusión molecular se produce en todas las condiciones de flujo, aunque, por lo general, es poco significativa si el líquido está en movimiento. La difusión turbulenta solo se produce en el flujo turbulento, pero como el nivel de turbulencia aumenta su impacto, en la dirección longitudinal disminuye ya que el soluto se distribuye uniforme en la tubería.

La ecuación de transporte, tomando en cuenta la difusión y la dispersión en las dos direcciones para condiciones de flujo turbulento, resulta:

Tabla 4.1 Impacto de los mecanismos de transporte alternativos en las direcciones radial y longitudinal

	Difusión molecular	Difusión turbulenta	Dispersión
Causa	Movimiento de moléculas con el fluido	Movimiento aleatorio en flujo turbulento	Variación de la velocidad a lo largo de la sección transversal de la tubería
Transporte longitudinal	Pequeño impacto en el fluido en movimiento. Puede ser importante en fluido en reposo	No tiene impacto debido a la uniformidad del perfil de velocidades*	Es significativo en régimen laminar * No tiene impacto en régimen turbulento
Transporte radial	Pequeño impacto en el fluido en movimiento. Puede ser importante en fluido en reposo	Impacto significativo que provoca mezcla completa en la sección transversal	
Parámetros	Difusividad molecular D_m	Difusividad turbulenta D_t	Coefficiente de dispersión D_{disp}
Magnitud de coeficientes (cm ² /s)	10^{-4}	$10^0 - 10^5$	10^6

* Es el intervalo en el que la difusión turbulenta y la dispersión ocurren totalmente. Para , el flujo no es totalmente laminar ni turbulento. Las distinciones claras de transporte en este intervalo son difíciles de definir ya que las condiciones de flujo varían en el tiempo y en el espacio.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial x} - (D_m + D_t) \frac{\partial^2 C}{\partial r^2} - (D_m + D_t) \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = r(C)$$

Ecuación 4.5

donde x es la distancia a lo largo del tubo y r es la distancia radial desde el centro de la tubería. El primer término del lado izquierdo es la tasa de cambio de la concentración no permanente, el segundo término representa el transporte advectivo en la dirección axial, el tercer término es el transporte radial debido a la difusión molecular y turbulenta, el término final, del lado izquierdo, es la difusión longitudinal. Como se ha señalado, para las condiciones de flujo laminar, D_t disminuye y la dispersión se añade a la ecuación:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V \frac{\partial C}{\partial x} - (D_m) \frac{\partial^2 C}{\partial r^2} - (D_m + D_{disp}) \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} = r(C)$$

Ecuación 4.6

4.1.3. FUNCIONES DE REACCIÓN

Cualquier soluto contenido en el agua de la red de distribución reacciona con los microorganismos y otras sustancias en el agua, en los tanques y en las paredes de la tubería. Las sustancias reaccionan según diferentes relaciones y tasas. Una función de reacción se utiliza para describir estas relaciones e incluir los parámetros que se relacionan con la velocidad de reacción a las condiciones del sistema (Connors, 1990).

El cambio neto de la concentración de un soluto dentro de la red de distribución depende del tiempo de permanencia en el sistema. Tiempos largos de detención pueden causar o empeorar problemas de calidad del agua para distintos elementos (Tabla 4.2). Como tal, la edad del agua se utiliza a menudo como sustituta del indicador de la calidad del agua. Más allá de la edad del

agua, los esfuerzos hasta la fecha se han centrado principalmente en los modelos de decaimiento de la concentración de desinfectantes y en la formación de subproductos debidos a la desinfección. El transporte microbiano ha sido estudiado en menor grado. Esta sección proporciona información sobre la cinética de reacción, su descripción matemática y la determinación de los coeficientes de reacción.

Tabla 4.2 Problemas de calidad del agua asociados a la edad del agua (de EPA/AWWA White paper h8http://www.epa.gov/safewater/tcr/pdf/waterage.pdf)

Químicos	Biológicos	Físicos
Formación de subproductos debido a los desinfectantes	Biodegradación de productos para desinfección	Incremento de temperatura
Ineficacia de las protecciones contra la corrosión	Crecimiento, recuperación y protección de microbios	Deposición de sedimentos
Coloración y sabor	Coloración y sabor	Coloración

Existen sustancias conservativas que no son reactivos (inertes), como el flúor. Otras, como el cloro, reaccionan con otras sustancias en el agua, que disminuye su concentración. La mayoría de modelos suponen que en el interior de las tuberías en la red, la velocidad de reacción del cloro disminuye exponencialmente con el tiempo. Esta relación se describe como una reacción de primer orden. Los trihalometanos (THM) y otros componentes pueden aumentar su concentración en el agua durante el transporte en la red. Las reacciones, por lo general, se describen mediante una función de primer orden. En algunos casos, debido a la disponibilidad de una segunda sustancia, la cantidad de un componente puede ser limitada. Si la velocidad de reacción depende de la cantidad del soluto, la relación podría ser de un orden mayor. Por último, se han desarrollado recientemente los modelos cinéticos que representan las interacciones entre múltiples especies.

Los componentes reactivos son afectados por una o más sustancias químicas presentes en el agua. A esto se le conoce como reacciones en el seno del fluido. La reacción con las sustancias adheridas a la superficie de las tuberías se conoce como reacción con las paredes. Las reacciones que se producen en el seno del fluido, en tuberías y tanques, y sus constantes de reacción pueden ser determinadas mediante pruebas de laboratorio en frasco. Las reacciones en las paredes de las tuberías son más difíciles de cuantificar.

4.1.3.1. Ecuaciones de reacción

De la Ecuación 4.4 se entiende que la reacción es una función del tiempo o de la concentración de los reactivos.

$$\frac{\delta C}{\delta t} + V \frac{\delta C}{\delta x} = r(C)$$

Una relación simple de reacción es una relación de primer orden en el que la reacción es linealmente relacionada con la concentración:

$$r(C) = kC \quad \text{Ecuación 4.7}$$

donde k es la constante de reacción.

Consideremos x cantidad de cloro en un tanque que actúa como un reactor de agitación continua, es decir, el tanque está completamente mezclado y la concentración C es uniforme en todo el tanque. La tubería que suministra al tanque se encuentra cerrada, por lo que no entra ni sale flujo. En este caso, el segundo término en el lado izquierdo de la Ecuación 4.4 es cero, y, suponiendo que el cloro se descompone después de una relación de primer orden, la ecuación se convierte en:

$$\frac{\delta C}{\delta t} = r(C) = kC \quad \text{Ecuación 4.8}$$

donde k será negativo ya que el cloro es una sustancia que decae. La Ecuación 4.8 se resuelve mediante la separación de variables y la integración:

$$\int \frac{\delta C}{C} = \int k dt \Rightarrow C = C_0 e^{kt} \quad \text{Ecuación 4.9}$$

donde C_0 es la concentración inicial en el tanque. Por tanto, la concentración de cloro disminuye de forma exponencial a partir de C_0 en el tiempo $t = 0$. La tasa de decaimiento se define por la constante de velocidad k ($1/T$). Si la concentración de cloro del depósito inicial es de 3 mg/L y la constante de decaimiento es $-0.125/h$, la concentración después de tres horas será 2.06 mg/L ($C = C_0 e^{kt} = 3e^{(-0.125 \cdot 3)} = 3(0.687) = 2.06 \text{ mg/L}$).

La fórmula general para el decaimiento o el crecimiento $r(C)$ es:

$$r(C) = k(C - C^*)C^{n_c - 1} \quad \text{Ecuación 4.10}$$

$$r(C) = k(C^* - C)C^{n_c - 1} \quad \text{Ecuación 4.11}$$

respectivamente, donde C^* es el límite de concentración o porción no reactiva del componente, k es la constante de reacción y n_c es el orden de reacción (por ejemplo, $n_c = 1$ define una reacción de primer orden). Las formas matemáticas comunes para los tipos de reacción alternativos se muestran en la Tabla 4.3. En el ejemplo anterior de decaimiento de cloro, la concentración de cloro final, C^* , fue de 0 y n_c fue 1 por lo que la Ecuación 4.10 se convierte en:

$$r(C) = kC$$

Los modelos de calidad del agua para redes de distribución toman en cuenta y representan varios componentes en el sistema ya que el crecimiento o el decaimiento de una sustancia puede

Tabla 4.3 Tipos de reacción y formas matemáticas

Tipo de reacción	Orden de la reacción n_c	C^*	k	Unidades	$r(C)$	Sustancia ejemplo
Conservativa	-	-	0	-	0	Flúor
Crecimiento de orden cero	0	0	1	$\frac{M_C}{(L^3T)}$	k	Edad del agua
Decaimiento de primer orden	1	0	< 0	$\frac{1}{T}$	kC	Cloro
Crecimiento de primer orden	1		> 0	$\frac{1}{T}$	$k(C^* - C)$	Trihalometanos (THM)
Decaimiento de segundo orden	2	0	< 0	$\frac{L^3}{(M_C T)}$	kC^2	Reacción inicial del cloro
Reacción de dos elementos dependientes	2	0		$\frac{L^3}{(M_C T)}$	$kC_A C_B$	Cloro-THM (Cuando C_A y C_B son las concentraciones de los dos elementos)

estar relacionado con las reacciones con dichos componentes.

Por ejemplo, la producción de THM se vincula a la reacción del cloro con materia orgánica. Una relación de conjunto ha sido propuesta por Clark (1998) y ampliada por otros (Lu et al., 1995; Munavalli y Kumar, 2004), quienes han desarrollado un modelo de transporte por reacción de multiespecies en sistemas de distribución para vincular los cambios en el cloro, la materia orgánica y el crecimiento bacteriano.

La investigación ha progresado en este ámbito en la última década y se espera que los modelos pronto se pongan en práctica para mejorar el nivel de las representaciones.

Sustancias conservativas

Las sustancias conservativas no reaccionan. La sal considerada como sólido disuelto y el fluoruro son ejemplos de sustancias no reactivas. A menos que se añada otra sustancia, la concentración se mantendrá constante. Como se obser-

va en la Tabla 4.3, $r(c)$ para los componentes de conservadores es igual a cero, ya que $k = 0$. Así que la Ecuación 4.4 se convierte en:

$$\frac{\delta C}{\delta t} + V \frac{\delta C}{\delta x} = 0 \quad \text{Ecuación 4.12}$$

Para condiciones de flujo permanente,

$$V \frac{\delta C}{\delta x} = 0 \quad \text{Ecuación 4.13}$$

Considérese un segmento del tubo de la Ilustración 4.8, si se separan las variables y se integra la Ecuación 4.13:

$$\int_{C_1}^{C_2} dC = \int_{x_1}^{x_2} 0 dx \Rightarrow \left. \frac{C}{C_1} \right|_{C_1} = 0 \quad \text{Ecuación 4.14}$$

$$\Rightarrow C_2 - C_1 = 0 \Rightarrow C_2 = C_1$$

donde C_1 y C_2 son las concentraciones de entrada y salida del segmento de tubería. La Ecuación 4.14 establece que, en condiciones de flujo permanente, una sustancia conservativa no va a cambiar en la dirección del flujo y tiene la misma concentración en la entrada y la salida.

4.1.3.2. Ecuaciones de decaimiento e incremento de orden cero

Para decaimiento de orden cero, la Ecuación 4.11 resulta:

$$r(C) = k(C - C^*)C^{m_c-1} = k(C - 0)C^{(0-1)} = k$$

Ecuación 4.15

Tenga en cuenta que las unidades de k para una reacción de orden cero son $(M/L^3)/T$. Por tanto, la masa del soluto aumenta o disminuye k unidades por unidad de masa por unidad de tiempo. En condiciones de estado permanente, la Ecuación 4.15 se reduce a:

$$V \frac{\delta C}{\delta x} = k \quad \text{Ecuación 4.16}$$

Separando las variables e integrando, se obtiene:

$$C_2 - C_1 = k \frac{x_2 - x_1}{V} = k\tau_{1-2} \quad \text{Ecuación 4.17}$$

La fracción en el lado derecho es el tiempo de viaje para el flujo que pasa de la sección 1 a la 2. Por tanto, el lado derecho de la ecuación es la tasa de adición de soluto en un lapso de tiempo o el aumento total de soluto.

Un caso especial y útil de la ecuación de orden cero es el de representar la edad del agua, es decir: $M_c = T$. La edad del agua puede actuar como un sustituto para una reacción de primer orden ya que sus concentraciones están directamente relacionadas con el tiempo de retención en la red.

Para la edad del agua, k es igual a $1(T/L^3/T)$ lo que representa un incremento de una unidad de tiempo por unidad de tiempo. Con esta definición en la Ecuación 4.17, la diferencia de las concentraciones (edad del agua) es el tiempo

de viaje. Por lo tanto, la diferencia de edad del agua, $C_2 - C_1$, en la Ecuación 4.17, es igual a la duración del viaje en la tubería.

La edad del agua puede identificar regiones con tiempos de viaje prolongados, que podrían presentar niveles bajos de desinfectante. Una ventaja de usar la edad del agua como un indicador de primer nivel de la calidad del agua sobre otros parámetros de calibración, es que no necesita la calidad del agua. La edad del agua solo se basa en la distribución de flujo en la red de tuberías y en los tiempos de viaje resultantes en las tuberías. Esto demuestra claramente la relación entre la distribución de flujo y la calidad del agua y refuerza la necesidad de un modelo hidráulico bien calibrado.

4.1.3.3. Ecuación de decaimiento y crecimiento de primer orden

Como se señaló anteriormente, el decaimiento de un soluto a menudo sigue una reacción de primer orden, con $n_c=1$ y $C^*=0$. El cloro y otros desinfectantes caen dentro de esta categoría. Sustituyendo estos valores para $r(C)$ en la Ecuación 4.10, resulta:

$$r(C) = k(C - C^*)C^{m_c-1} = k(C - 0)C^{(1-1)} = kC$$

Ecuación 4.18

Para las condiciones de flujo permanente:

$$V \frac{\delta C}{\delta x} = kC \quad \text{Ecuación 4.19}$$

donde un valor de k menor que cero indica un decaimiento de la concentración del soluto. Para una tubería, la ecuación Ecuación 4.19 se puede resolver separando variables e integrando a lo largo de la longitud del tubo:

$$\frac{dC}{kC} = \frac{1}{V} dx \Rightarrow \int_{C_1}^{C_2} \frac{dC}{kC} = \int_{x_1}^{x_2} \frac{1}{V} dx \Rightarrow \ln(kC) \Big|_{C_1}^{C_2} = \frac{x}{V} \Big|_{x_1}^{x_2}$$

Ecuación 4.20

Sustituyendo,

$$\ln(kC_2) - \ln(kC_1) = \frac{(x_2 - x_1)}{V} = \tau$$

Ecuación 4.21

Se debe tomar en cuenta que la longitud del segmento de tubería ($x_2 - x_1$) dividido por la velocidad del flujo es igual al tiempo de viaje en el segmento de tubería, τ . Por propiedades del logaritmo natural y elevando ambos lados a la potencia e , se obtiene:

$$C_2 = C_1 e^{k\tau} \quad \text{Ecuación 4.22}$$

Para valores de $k < 0$, esta relación establece que la concentración del soluto disminuye exponencialmente con la longitud de la tubería y el tiempo de viaje.

Esta relación puede ser utilizada para estimar la concentración al final de la tubería, dada la concentración de entrada. Además, se puede calcular, para condiciones estáticas, el perfil de decaimiento a lo largo de la tubería para distintos tiempos. Por último, se puede calcular la concentración en un pulso de agua que se mueve a través de la red, dado el tiempo de viaje entre dos puntos bajo condiciones estáticas o dinámicas.

4.1.3.4. Ecuación de primer orden para saturación de crecimiento

La saturación de crecimiento de primer orden tiene una tendencia exponencial similar al decaimiento de primer orden, salvo que el signo de k es positivo y suponemos que la cantidad de soluto que se puede producir es limitada. La concentración está res-

tringida por un C^* máximo, puesto que el sistema no tiene capacidad para mantener una concentración mayor que el total de los elementos presentes. Un ejemplo es la formación de trihalometanos que se ve limitada por la concentración inicial de cloro. Como lo demostró El-Shorbagy (2000), las limitaciones de concentraciones pueden estimarse a partir de ecuaciones empíricas, datos de campo, estudios de laboratorio o de estequiometría de múltiples especies de THM.

En condiciones de flujo permanente en un segmento de tubería y sustituyendo las relaciones de la Tabla 4.3, resulta:

$$V \frac{\partial C}{\partial x} = k(C^* - C) \quad \text{Ecuación 4.23}$$

donde k es un coeficiente de crecimiento positivo. La Ecuación 4.23 tiene la misma forma que la Ecuación 4.19 y se puede resolver de una manera similar. El resultado es:

$$C_2 = C^* - (C^* - C_1) e^{-k\tau} \quad \text{Ecuación 4.24}$$

Dado que k es positivo, el segundo término en el lado izquierdo tiende a cero a medida que aumenta τ y la concentración a la salida del tubo se acerca a la concentración máxima. Del mismo modo, para un viaje en tiempo muy corto ($\tau \rightarrow 0$), el término exponencial es igual a uno y la concentración en la sección aguas abajo se encuentra cercana de C_1 .

4.1.3.5. Ecuación de reacción de segundo orden

Para las reacciones de segundo orden ($n_c = 2$), se asocia la velocidad de reacción con el nivel presente de los solutos. Por tanto, a mayores niveles

de solutos, existe una mayor posibilidad de reacción y la variación de los niveles de solutos será mayor. Durante la desinfección en una planta de tratamiento de agua, se produce una pérdida inicial rápida, correspondiente a altos niveles de desinfección, por lo que puede ser más apropiada una función de segundo orden para modelar la desinfección inicial. Cuando el agua se libera en la red y la velocidad de decaimiento disminuye, es posible ajustar una función de reacción de primer orden, aunque en muchos casos la función de segundo orden puede seguir siendo lo adecuado. Para el caso especial de un componente simple, con una función de segundo orden, $n_c = 2$, con C^* igual a 0, la ecuación Ecuación 4.10 se reduce a:

$$r(C) = kC^2 \quad \text{Ecuación 4.25}$$

Para una sustancia en decaimiento, k será negativo. Sustituyendo $r(C)$ en la Ecuación 4.4 resulta:

$$V \frac{\delta C}{\delta x} = k(C^* - C) \quad \text{Ecuación 4.26}$$

Esta ecuación también puede ser resuelta mediante la separación de variables y la integración a lo largo de la longitud del tubo.

$$\begin{aligned} \frac{dC}{kC^2} &= \frac{1}{V} dx \Rightarrow \int_{C_1}^{C_2} \frac{dC}{kC^2} = \int_{x_1}^{x_2} \frac{1}{V} dx \Rightarrow \\ \frac{1}{C_1} - \frac{1}{C_2} &= k \frac{x_2 - x_1}{V} = k\tau \Rightarrow \frac{C_2 - C_1}{kC_2C_1} = \tau \Rightarrow \\ C_2 &= C_1 \left(\frac{1}{1 - kC_1\tau} \right) \end{aligned}$$

Ecuación 4.27

Para la ecuación de decaimiento de segundo orden, con C^* distinto de cero, la ecuación Ecuación 4.10 se reduce a:

$$r(C) = k(C - C^*)C \quad \text{Ecuación 4.28}$$

Sustituyendo $r(C)$ en la ecuación Ecuación 4.4 se obtiene:

$$V \frac{\delta C}{\delta x} = k(C^* - C)C \quad \text{Ecuación 4.29}$$

La ecuación anterior se puede resolver en forma general para la concentración del soluto aguas abajo.

$$C_2 = C^* + \frac{(C_1 - C^*)}{1 + k(C_1 - C^*)\tau} \quad \text{Ecuación 4.30}$$

Tenga en cuenta que la Ecuación 4.27 es un caso especial de esta ecuación con C^* igual a 0.

4.1.3.6. Caso general: múltiples especies participantes

Se puede desarrollar un modelo de segundo orden general para dos componentes, con base en la reacción química:



donde A_r y B_r son los dos componentes reactivos con concentraciones C_A y C_B (en mg/L) y constantes de reacción: k_A y k_B , respectivamente. P es el producto resultante. Este modelo ha sido aplicado en simulaciones de redes de distribución con cloro y la materia orgánica natural como sustancias reactivas y los trihalometanos como producto resultante (Clark, 1998). Sin embargo, la mayoría de los modelos de calidad del agua, hasta la fecha, no han incluido este nivel de complejidad. La velocidad de reacción de los dos solutos es la misma y se puede escribir como:

$$r(C_A) = -\frac{dC_A}{dt} = k_A C_A C_B$$

$$r(C_B) = -\frac{dC_B}{dt} = k_B C_A C_B$$

en $k_b = (b/a) k_A$. De acuerdo con Clark y Sivaganesan (1998), la solución general para esta formulación es la siguiente:

$$C_A(\tau) = \frac{C_{A,0} - (aC_{B,0}/b)}{1 - (aC_{B,0}/bC_{A,0})e^{-\left(\frac{bC_{A,0}}{aC_{B,0}} - 1\right)k_A C_{B,0} \tau}}$$

Ecuación 4.32

Definiendo $u = N(1 - K_{AB})$, $K_{AB} = aC_{B,0}/bC_{A,0}$ y

$N = k_A b \frac{C_{A,0}}{a}$, se puede reorganizar como:

$$C_A(\tau) = \frac{C_{A,0}(1 - K_{AB})}{1 - K_{AB}e^{-u\tau}} \quad \text{Ecuación 4.33}$$

Los dos parámetros N y K_{AB} proporcionan flexibilidad en la forma de la ecuación resultante y el resultado se puede ajustar a los datos de campo.

4.1.4. MODELOS DE MULTIESPECIES

Se han propuesto modelos de multiespecies dependientes (Lu *et al.*, 1995; Dukan *et al.*, 1996, Bois *et al.*, 1997; Munavalli y Kumar, 2004). Los solutos en estos modelos incluyen términos que representan el cloro, la materia orgánica y el crecimiento de la biocapa (biofilm). Las reacciones son causadas por las interacciones entre los componentes. Por tanto, en las ecuaciones que describen las reacciones de crecimiento o decaimiento de un soluto, este está en función de las concentraciones de los demás componentes.

Como resultado, se deberá formular y resolver un conjunto de ecuaciones acopladas. Por ejemplo, la Ecuación 4.34 se suele considerar para el crecimiento de la biopelícula. Este supuesto es común para los modelos de crecimiento de bacterias y origina un modelo de crecimiento constante, que varía con un sustrato disponible:

$$\frac{dX_b}{dt} = (\mu_b + k_d)X_b \quad \text{Ecuación 4.34}$$

donde X_b es la concentración bacteriana, μ_b y k_d son las tasas de crecimiento y de mortalidad de bacterias (T^{-1}), μ_b .

La formulación presentada por Zhang *et al.* (2004) es representativa de los modelos vinculados a multiespecies. Munavalli y Kumar (2004) desarrollaron una formulación similar, pero más compleja. Zhang *et al.* designaron como sustrato biodegradable al carbono orgánico disuelto (BDOC) y consideraron un balance de términos (Ilustración 4.8). Las relaciones que se aplicaron en su modelo fueron:

$$\frac{dX_b}{dt} = \mu_b X_b + \frac{k_{int} X_a V}{R_h} - k_d X_b - k_{dep} X_b$$

Ecuación 4.35

$$\frac{dX_a}{dt} = \mu_a X_a + k_{int} X_a V - k_d X_a - k_{dep} X_b R_h$$

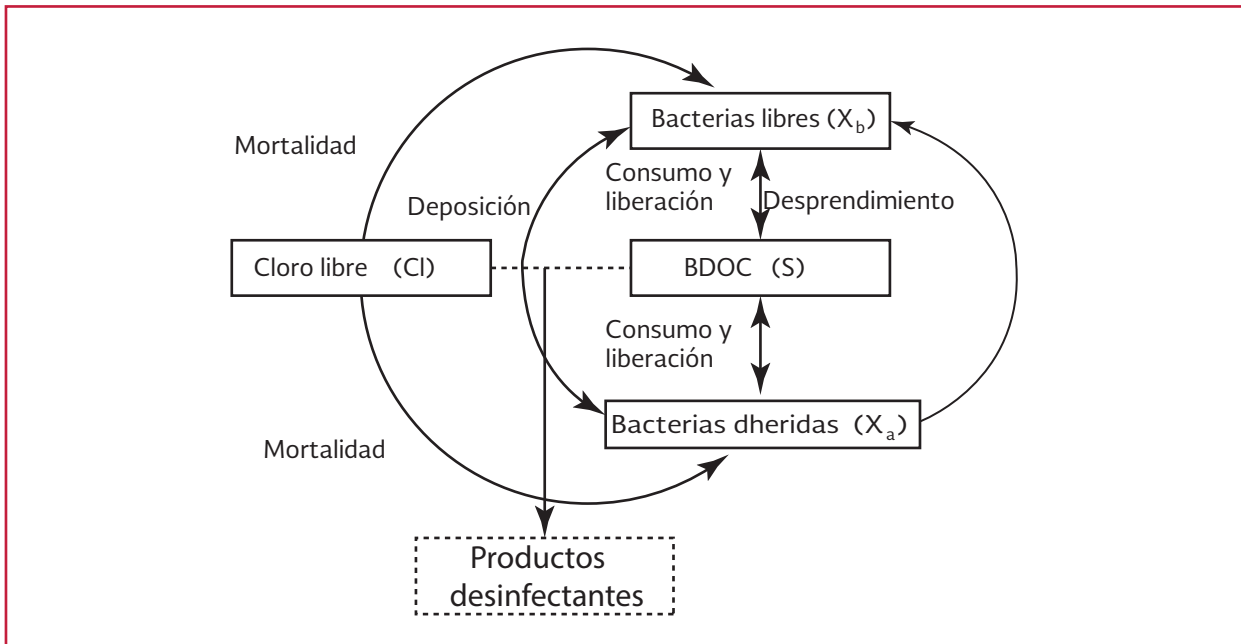
Ecuación 4.36

$$\frac{\delta S}{\delta t} = -\left(\frac{1}{Y_g X}\right)\left(\frac{\mu_a X_a}{R_h} + \mu_b X_b\right)$$

Ecuación 4.37

$$\frac{\delta Cl}{\delta t} = -k_b Cl - \frac{k_w}{R_h} \quad \text{Ecuación 4.38}$$

Ilustración 4.8 Esquema de los procesos y las interacciones entre los componentes. Los modelos de investigación se representan con líneas continuas. Hasta la fecha, los productos de desinfección no se han incluido en las formulaciones



donde X_b , X_a , S y Cl son las concentraciones de bacterias libres en el seno del agua, las bacterias adheridas a la pared del tubo, el sustrato BDOC, y el cloro, respectivamente. La Ecuación 4.35 describe la velocidad de reacción de las bacterias libres. Su primer y tercer término corresponden al crecimiento y mortalidad en el seno del agua con una tasa de crecimiento y decaimiento constante, μ_b y k_d , respectivamente. El segundo término de la derecha representa el porcentaje de bacterias adheridas que se desprenden y entran en el agua, mientras que el cuarto término es la tasa de bacterias, presentes en el agua, que se depositan en la pared. Las tasas para estos procesos físicos son definidas por constantes de velocidad, k_{det} y k_{dep} , respectivamente. V y R_h ($= R/2$) son la velocidad y el radio hidráulico, respectivamente. Las condiciones de reacción para las bacterias adheridas (Ecuación 4.36) son similares a las de bacterias libres, pero los coeficientes de crecimiento y muerte, y los signos de desprendimiento y depósito cambian. La concentración de BDOC se reduce en función del crecimiento de la masa de agua y bacterias

adheridas (Ecuación 4.37), que escalan por el rendimiento del coeficiente de crecimiento de las bacterias, Y_g , y el número de células en la celda de la biomasa producida por miligramo de carbono orgánico, c . Por último, aunque se reconoce que la tasa de desaparición de cloro está probablemente relacionada con la concentración de sustrato, se aplican, para el decaimiento en el seno del agua, una función de primer orden y otra de orden cero para las reacciones con la pared (Ecuación 4.38).

μ_b es representada por una reacción Monod y, lo más importante, está relacionada con la BDOC y las concentraciones de cloro por:

$$\mu_b = \mu_{max,b} \left(\frac{S}{S + K_s} \right) \exp \left(- \frac{Cl - Cl_t}{Cl_c} \right) \exp \left(- \left(\frac{T_{opt} - T}{T_{opt} - T_1} \right)^2 \right) Cl > Cl_t$$

Ecuación 4.39

donde $\mu_{máx,b}$ es el crecimiento máximo de las bacterias en el seno del agua, K_s es la constante

de saturación media para la absorción del sustrato, Cl_i y Cl_c son el umbral y las características de la concentración de cloro, respectivamente, y T_{opt} y T_i son la temperatura óptima para la actividad bacteriana y un parámetro de la temperatura, respectivamente.

Debido a que las concentraciones son dependientes entre sí, estas relaciones de reacción forman un sistema de ecuaciones diferenciales. Dada la complejidad y la dependencia de estas relaciones, en general, las soluciones analíticas no están disponibles. Zhang *et al.*, Munavalli y Kumar lo han resuelto mediante un esquema de Runge -Kutta de cuarto orden.

4.1.5. RESUMEN DE LAS RELACIONES DE REACCIÓN

Las soluciones analíticas para las relaciones de reacción descritas en la sección anterior se resumen en la Tabla 4.4. Se introduce una columna de vida media para generar un contexto del tipo de cambio de un componente. El número que describe el aumento de las reacciones con el orden de la reacción ofrece una mayor variabilidad en la forma de la función.

El perfil de concentración puede estar relacionado con el perfil a lo largo de una tubería, donde la distancia está relacionada con el tiempo de viaje hasta ese punto. También se puede describir la concentración en el tiempo para un sistema cerrado, con mezcla completa, como un tanque. En este caso, en lugar de representar el tiempo de viaje, τ es el tiempo de residencia en el tanque. En la Tabla 4.4, se observa una reacción de orden cero o uno; es solo función de las características del sistema y del tiempo. En una reacción de segundo orden, la concentración se multiplica por un término que incluye el tiempo de viaje y también contiene la concentración inicial. Con un k positivo, para un componente en aumento, una mayor concentración inicial dará lugar a una concentración mayor para un tiempo de viaje igual. Lo contrario es válido para un componente en decaimiento. Por tanto, el decaimiento o aumento de un componente que sigue una reacción de segundo orden será más dramática que en una reacción de primer orden. Ordenes mayores de reacción darán lugar a diferencias más pronunciadas. Al igual que la reacción de primer orden, el decaimiento de un soluto, se aproxima asintóticamente a cero o a una concentración límite definida. La Ilustración 4.9 muestra la forma de decaimiento de las

Tabla 4.4 Resumen de las soluciones para las ecuaciones de reacción

Tipo de Reacción	n_c	$r(C)$	Vida media	Perfil de concentración
Conservativa	-	0	-	Constante
Decaimiento o aumento de orden cero	0	k	$C_0/(2k)$	$C_0 - k\tau$
Decaimiento de primer orden	1	kC	$1/(1.44k)$	$C_0 e^{-k\tau}$
Saturación en decaimiento o aumento de primer orden	1	$k(C^* - C)$	$1/(1.44k)$	$C^* - (C^* - C)e^{-k\tau}$
Decaimiento de segundo orden	2	kC^2	$1/(kC_0)$	$C_0/(1 + kC_0\tau)$
Reacciones dependientes de segundo orden	2	$kC_A C_B$	-	$C_A(\tau) = \frac{C_{A,0}(1 - K_{AB})}{1 - K_{AB}e^{-k\tau}}$

*La vida media se refiere al decaimiento de las sustancias. Es igual al doble del tiempo requerido para las reacciones de crecimiento. C_0 es la concentración inicial en el tiempo o al inicio de la tubería; es decir, C_1 en los resultados de la tubería

funciones para cuatro modelos diferentes de una sola especie.

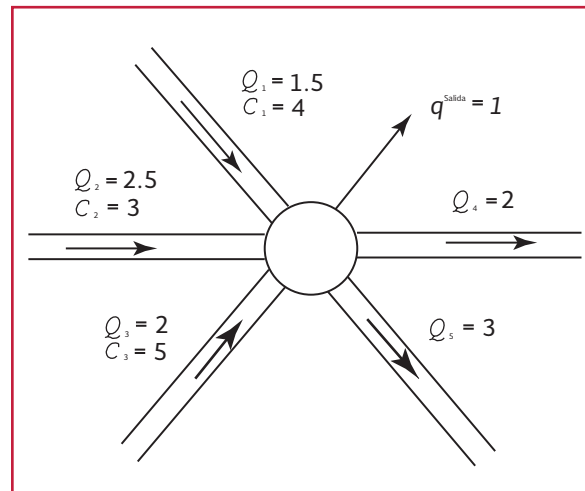
4.1.6. EJEMPLOS DE APLICACIÓN

4.1.6.1. Mezcla en nodo

Una inyección de refuerzo, para lograr una concentración deseada (*setpoint*), se utiliza en un flujo que sale del nodo de la Ilustración 4.10, hasta 4.25 unidades/L³. ¿Cuál es la concentración de inyección y la tasa de masa añadida?

Solución: Un refuerzo de ajuste se define como una concentración de salida en el nodo, C_{sal} . Como se ha señalado, la concentración que se inyecta (sin la adicional) es de 3.92 unidades/L³, que es el primer término del lado izquierdo en la Ecuación 4.3. La concentración de inyección requerida, C_{Sal}^{EntJ} , se puede determinar mediante la sustitución de los valores conocidos:

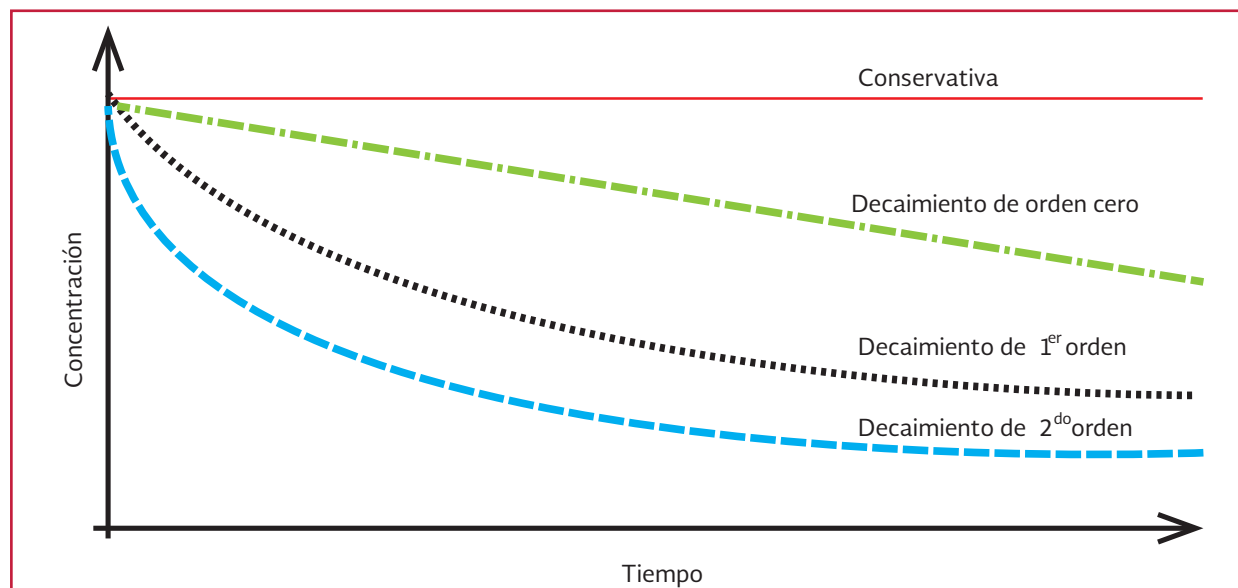
Ilustración 4.10 Nodo de conexión con tres entradas y tres extracciones



$$C_{Sal} = 4.25 = \frac{\sum_{I \in J_{Sal}} C_I Q_I + C_{ent} q^{ent}}{q^{Sal} + \sum_{I \in J_{Sal}} Q_I} + C_{Sal}^{entJ}$$

$$= 3.92 + C_{Sal}^{entJ} \Rightarrow C_{Sal}^{entJ} = 0.33 \frac{\text{unidades}}{L^3}$$

Ilustración 4.9 Forma de cuatro funciones de decaimiento



La tasa de masa añadida es:

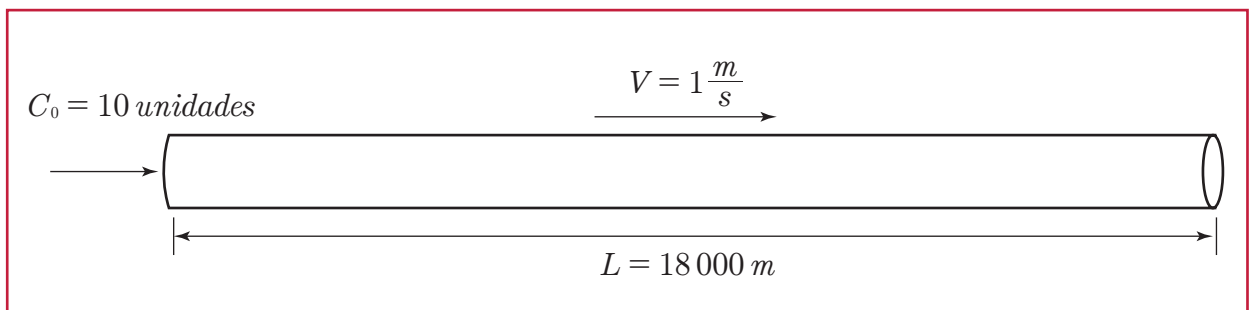
$$\begin{aligned} \frac{dm_c}{dt} &= C_{Sal}^{entJ} (q^{Sal} + \sum_{I \in J_{sal}} Q_I) \\ &= 0.33[1 + (2 + 3)] = 1.98 \frac{\text{unidades}}{s} \end{aligned}$$

4.1.6.2. Reacciones de distintos órdenes

Una tubería de 18 000 metros de largo transporta agua con una velocidad de 1 m/s (Ilustración 4.11). Calcular la concentración en incrementos de 1 800 metros para una sustancia en el agua (a) es conservativa ($k = 0$), (b) sigue una función de decaimiento de primer orden con $k = -0.5/h$, (c) sigue una función de crecimiento de orden cero y (d) tiene un crecimiento de saturación de primer orden con $k = 0.5/h$ y $C^* = 10$. Suponga que la concentración en la fuente es de 10, excepto para el crecimiento de primer orden, donde $C_0 = 0$.

Solución: La concentración a 1800 metros corresponde a un tiempo de viaje de 0.5 horas ($L/V = 1\,800(m)/1(m/s)$) y se calcula para cada reacción a continuación. Todos los resultados a 1 800 m (0.5 horas), se muestran en la Tabla 4.5 y se representan en la Ilustración 4.13.

Ilustración 4.11 Segmento de tubería para el ejemplo de transporte de solutos



a) Una sustancia conservativa
Para $k = 0$, la concentración es constante para todos los tiempos, $C_t = C_0$ para la Ecuación 4.14.

Entonces, $C_{t=0.5h} = 10$

b) Decaimiento de primer orden.

El resultado de una reacción de primer orden se representa por la Ecuación 4.22. Con $k = -0.5/h$, la relación es:

$$C_{t=\tau} = C_0 e^{-0.5\tau} = 10e^{-0.5\tau}$$

Para $L = 1\,800\text{ m}$, $\tau = 0.5h$, la concentración resultante es de 7.8.

c) Modelo de crecimiento de orden cero

El orden de crecimiento cero es equivalente al tiempo de permanencia en la tubería. Así que por la Ecuación 4.17, la concentración en el instante $t = 0.5$ horas es igual a 0.5.

$$C_{L=1800} = C_0 + \tau_{L=1800} = 0 + 0.5 = 0.5 \text{ hr}$$

d) Crecimiento de saturación de primer orden

En primer lugar, la saturación de crecimiento se describe por la Ecuación 4.24:

$$C_{t=\tau} = C - (C^* - C_0)e^{-k\tau}$$

donde C_0 es la concentración inicial (igual a 0).

Con $k = 0.5/h$ y $C^* = 10$, la concentración en 1 800 m a 0.5 horas de viaje en la tubería es:

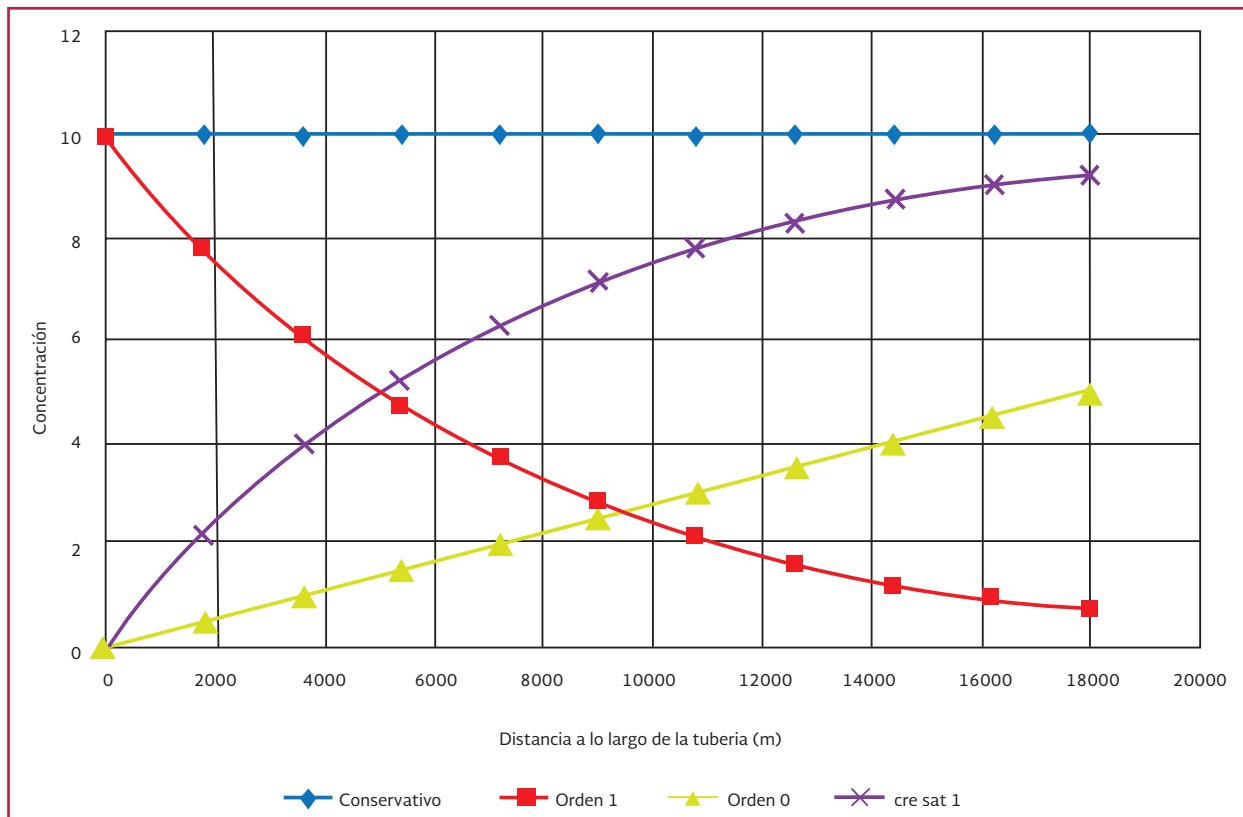
$$C_\tau = C^* - (C^* - 0)e^{-0.5\tau} = 10 - (10 - 0)e^{-0.5(0.5)} = 10 - 7.8 = 2.2$$

Los resultados para toda la tubería se muestran en la Tabla 4.5 y en la Ilustración 4.12.

Tabla 4.5 Resultados de concentración en función de la posición a lo largo de la tubería para las funciones de reacción del ejemplo

Distancia metros	Tiempo horas	Sustancia conservativa C_i	Decaimiento de orden 1 C_i	Crecimiento de orden 0 C_i	Crecimiento de orden 1 C_i
0	0.0	10	10.00	0.0	0
1 800	0.5	10	7.79	0.5	2.21
3 600	1.0	10	6.07	1.0	3.93
5 400	1.5	10	4.72	1.5	5.28
7 200	2.0	10	3.68	2.0	6.32
9 000	2.5	10	2.87	2.5	7.13
10 800	3.0	10	2.23	3.0	7.77
12 600	3.5	10	1.74	3.5	8.26
14 400	4.0	10	1.35	4.0	8.65
16 200	4.5	10	1.05	4.5	8.95
18 000	5.0	10	0.82	5.0	9.18

Ilustración 4.12 Resultados de concentración en función de la posición a lo largo de la tubería para las funciones de reacción



4.1.6.3. Concentración en un tramo de tubería

Para las condiciones de la tubería del ejemplo 4.1.6.2, considere cuatro condiciones de seguimiento para un soluto que viaja como un pulso dentro del fluido que se mueve por la tubería. En primer lugar, la edad del agua va a ser monitoreada como el movimiento del flujo en la tubería. A continuación, se va a evaluar una sustancia conservativa. Por último, se calculará para una función de decaimiento de primer y de segundo orden.

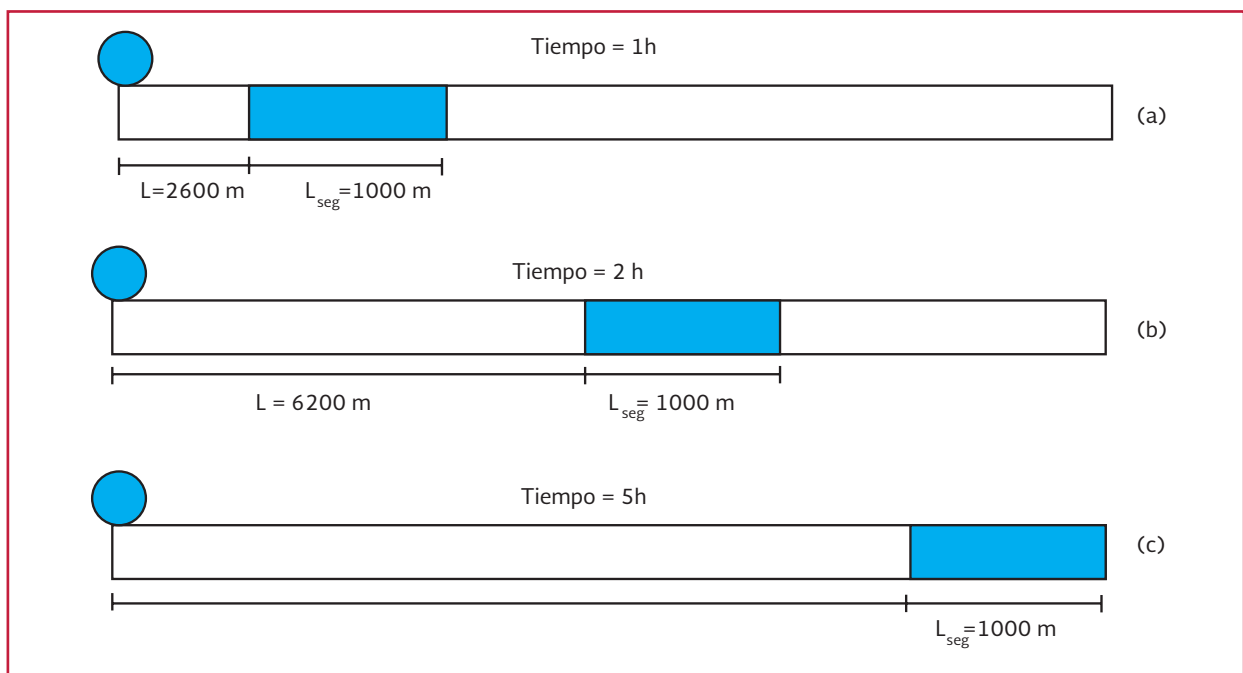
Se supone que el componente es inyectado en la tubería de 18 000 m de largo durante 1000 segundos. La velocidad de flujo de la tubería es de 1 m/s. La concentración inicial de todas las sustancias, excepto la edad del agua, es de 10 unidades. El coeficiente de decaimiento es de -0.5 en todos los casos. Determinar la ubicación del pulso y la concentración del soluto para $t = 1, 2$ y 5 h. Solución: Sustancia conservativa. El comportamiento es idéntico al del ejemplo anterior.

La masa inyectada comienza en el momento cero y se mueve en el tubo. Después de una hora, el material que se inyectó en el momento cero se ha movido 3 600 m ($1 \text{ m/s} * 3 600 \text{ s}$). Este material se encuentra en la parte delantera del segmento que se llama la parte frontal. La parte final del segmento se inyectó en el tiempo 1 000. La longitud del segmento es de 1 000 m la localización del segmento para los tres tiempos se muestra en la Ilustración 4.13. Nótese que la ubicación del segmento es la misma para todos los solutos, ya que es impulsado por advección.

Tiempo = 1 h o 3 600 s

La parte frontal del segmento ha recorrido 3 600 m, mientras que la parte posterior del segmento, que entró por la tubería en $t = 1000 \text{ s}$ ha viajado durante 2 600 s y se encuentra en la ubicación $l = 2 600 \text{ m}$ en el tubo. Dado que es una sustancia conservativa, la concentración en toda su longitud es de 10 unidades.

Ilustración 4.13 Movimiento del segmento a lo largo de la tubería, del tiempo $t = 1 \text{ h}$ a $t = 5 \text{ h}$



Tiempo = 2 h

La parte frontal del segmento se ha movido otros 3 600 m, la nueva ubicación es de 7 200 m en el tubo. La parte posterior del segmento está en la posición 6 200 m (2 600 + 3 600)m. Como antes, la concentración en todos los puntos dentro del segmento es de 10 unidades. La concentración en puntos fuera de éste es de 0 unidades.

Tiempo = 5 h

La distancia total del viaje para un punto en la parte frontal del segmento es 18 000 m (= 5 h * 3 600 s/h * 1 m/s). La parte posterior del segmento está en la posición 17 000 metros.

Edad del agua – Tiempo = 1 h

La edad del agua es el parámetro de tiempo necesario para evaluar las variaciones temporales en las concentraciones. Después de una hora, la parte frontal del segmento ha pasado a una posición de 3600 m dentro del tubo, considerando que la edad inicial de esta agua es cero, para $t = 0$ s. Su edad para $t = 1$ hora es de 3 600 s ($0 \text{ s} + 3 600 \text{ s}$). La parte posterior del segmento introducido en el tubo en el momento 1 000 s tiene una edad cero para este tiempo. Por tanto, en el tiempo 3 600 s, su edad es de 2 600 s (= $3 600 \text{ s} - 1 000 \text{ s}$).

Para Tiempo = 2 y 5 h

Las edades del agua para la parte delantera, en $t = 2$ h y 5 h, son 7 200 s y 18 000 s, respectivamente. Las edades del agua en la parte posterior del segmento son 6 200 s y 17 000 s para los tiempos 2 h y 5 h, respecti-

vamente, ya que no entró en la tubería hasta el momento $t = 1 000$ s. La edad del agua varía linealmente en el segmento, desde el más antiguo en la parte delantera al más joven en la parte posterior del segmento.

Decaimiento de primer orden. Tiempo = 1 h

El decaimiento de primer orden es una función del tiempo. Así, en $t = 1$ h para el agua en la parte delantera, la concentración disminuyó de 10 unidades:

$$C = C_0 e^{-kt} = 10e^{-0.5(1)} = 10(0.61) = 6.1 \text{ unidades}$$

El agua en la parte posterior tenía una concentración de 10 unidades cuando entró en la tubería en el tiempo 1000 s. Ha permanecido 2600 s en la tubería y su concentración se redujo a:

$$C = C_0 e^{-kt} = 10e^{-0.5(\frac{2600}{3600})} = 10(0.7) = 7.0 \text{ unidades}$$

Para los tiempos = 2 y 5 h

La edad del agua puede obtenerse en la ecuación de reacción de primer orden y resulta de 3.7 y 0.8 unidades en 2 y 5 h, para el frente, y 4.2 y 0.94, respectivamente, para la parte posterior del segmento. La concentración varía a lo largo del segmento de forma exponencial decreciente con las concentraciones más altas en la parte posterior del segmento y los valores más bajos en la parte delantera.

Decaimiento de segundo orden. Tiempo = 1 h

Para modelar el decaimiento de segundo orden, aplicamos la Ecuación 4.25 con t igual a la edad del agua. Para la parte delantera en $t = 1$ h:

$$C_{1hr, frente} = C_0 \left(\frac{1}{1 - kC_0\tau} \right) = 10 \left(\frac{1}{1 - 0.5(10)(1)} \right) \\ = 1.7 \text{ unidades}$$

La parte posterior del segmento es ligeramente más joven con $t = 2 \ 600/3 \ 600 = 0.72 \text{ h}$ y la concentración es:

$$C_{1hr, atras} = 10 \left(\frac{1}{1 - 0.5(10)(0.72)} \right) = 2.2 \text{ unidades}$$

Para los tiempos 2 y 5 h

Los cálculos se realizan de manera similar. Las concentraciones para estos tiempos, en la parte delantera, son 0.91 y 0.38 unidades, respectivamente. Las concentraciones para la parte posterior son 1.04 y 0.41 unidades, respectivamente. Nótese que la disminución de concentración con una función de orden superior es más pronunciada que la del decaimiento de primer orden.

4.2. ESTIMACIÓN DE ORDEN DE REACCIÓN Y COEFICIENTES

Considerando las funciones de reacción mencionadas, lo siguiente será estimar el orden de la reacción y los coeficientes para un componente específico en un sistema determinado. Tómese en cuenta que los coeficientes de reacción e incluso el orden de la reacción pueden ser distintos, para una misma sustancia, en aguas diferentes.

Las reacciones son afectadas por las condiciones del entorno, debido a la disponibilidad de sustancias reactivas. Estas reacciones pueden presentarse en el seno del agua y también pueden ocurrir, en altas concentraciones, en la superficie de los tubos o en las paredes del tanque. Por ejemplo, el cloro reacciona con el carbono

orgánico del agua en movimiento o con el material adherido a la pared de la tubería, como se muestra en la Ilustración 4.14. El cloro libre (HOCl) reacciona con la materia orgánica natural (MON) en el seno del fluido y también es transportado a través de la capa límite en la pared de la tubería para oxidar el hierro (Fe) liberado de la pared, debido a la corrosión.

En los tanques, la zona de mezcla de la pared es pequeña en relación con el tamaño del tanque. En general, este efecto no se considera por separado de la reacción en el seno del agua. En las tuberías estas reacciones con la pared pueden ser más significativas y se ha desarrollado la teoría para modelarlas. Debido a su complejidad y la variabilidad entre las tuberías, las reacciones con la pared son normalmente representadas por una función de orden cero o de primer orden.

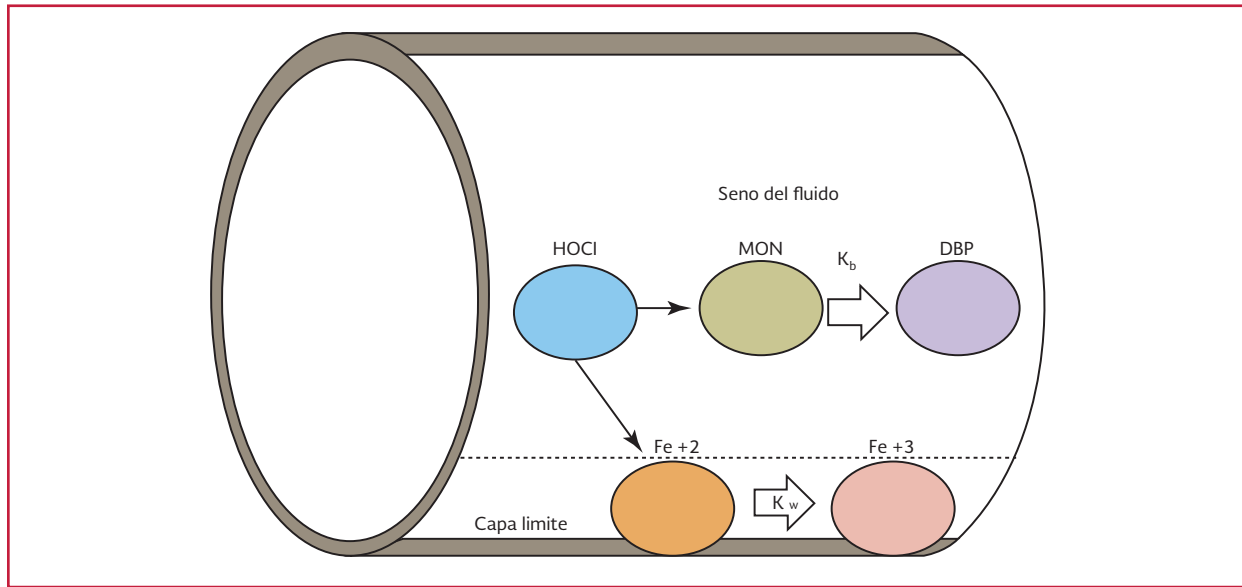
En la mayoría de los modelos, tanto las reacciones en el seno del fluido como las reacciones con la pared, se utiliza un coeficiente de reacción total.

$$k = k_b + k_w \quad \text{Ecuación 4.40}$$

donde k_b y k_w son los coeficientes de decaimiento en el seno del fluido y la pared de la tubería, respectivamente.

El coeficiente de decaimiento en el seno del fluido puede ser estimado por medio de pruebas en frasco. Estas pruebas se describen en el capítulo siguiente. Para generalizar los resultados de las pruebas, varios investigadores han tomado datos que describen la calidad del agua de varios lugares y han desarrollado ecuaciones para estimar los coeficientes de reacción en el seno del agua. Estas ecuaciones son presentadas en el siguiente capítulo.

Ilustración 4.14 Zonas de reacción dentro de un tubo (adaptado de Rosman, 2000)



Los coeficientes de reacción con la pared de la tubería son más difíciles de estimar ya que pueden variar según las condiciones de flujo, la disponibilidad de material a reaccionar y las condiciones de la biocapa del tubo. Sin embargo, rara vez se calcula para un tubo individual. Generalmente se estima un coeficiente único para toda la red de distribución, mismo que describe la eficiencia del sistema. Una teoría general de mezcla basada en los niveles de transporte de masa es aplicada para considerar el agua en contacto con las paredes de la tubería. Esta teoría se presentará más adelante.

4.2.1. MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL ORDEN DE REACCIÓN Y DE LOS COEFICIENTES

La reacción de un soluto con otras sustancias contenidas en el agua en movimiento se describe como reacción en el seno del fluido, y su correspondiente orden de reacción y sus coeficientes pueden ser estimados por pruebas de laboratorio

en frascos. Estos coeficientes varían según el soluto y otros factores. Por ejemplo, para el cloro, el coeficiente de reacción dependerá de la cantidad, del tipo de materia orgánica en el agua y de la temperatura. Las aguas subterráneas normalmente serán menos reactivas que las aguas superficiales (a menos que haya una cantidad significativa de agentes reductores inorgánicos, tales como el hierro). Los coeficientes suelen aumentar con el aumento de la temperatura. La ejecución de pruebas múltiples a diferentes temperaturas proporcionará una evaluación más precisa de cómo el coeficiente varía con la temperatura.

4.2.1.1. Pruebas en frasco

Las pruebas en frasco consisten en tomar una muestra de agua en una serie de botellas de vidrio, no reactivas, y se analizan los contenidos de cada botella en diferentes tiempos. Es mejor obtener las muestras de agua a la entrada de la red de distribución, como en una planta de tratamiento o en una estación de bombeo. Esta agua se debe almacenar a la temperatura

que se espera tener en la red. Se debe tomar una muestra adecuada, ya que algunos análisis pueden requerir una porción de la muestra de agua. El volumen de la muestra debe ser suficiente para garantizar la disponibilidad durante todo el experimento. La prueba debe durar por lo menos el tiempo de viaje máximo que se espera en la red o hasta que la concentración inicial se haya reducido en más de la mitad.

Para el soluto de interés, se deben realizar pruebas periódicas y los valores medidos se registran con el tiempo de medición. Después del experimento, los datos de concentración se utilizan para estimar el orden de reacción y los coeficientes correspondientes, como se describe a continuación. Vasconcelos *et al.* (1997) describen este procedimiento con más detalle para el análisis de cloro.

4.2.1.2. Análisis de los datos (método integral)

Se pueden aplicar varios enfoques para estimar el orden de reacción y determinar los coeficientes (Chapra, 1997). Por medio del método integral, los datos se ajustan gráficamente a diversas funciones. Para estimar un orden de reacción, las concentraciones de los solutos se grafican contra el tiempo para una potencia $n_c - 1$. Para una relación de primer orden, se grafica $\ln(C_t)$. Si el orden elegido es correcto, los datos tenderán a una línea recta. La Ilustración 4.15 muestra gráficos para cero, de primer y segundo orden. Los coeficientes de reacción pueden estimarse como se indica en la Tabla 4.6 y son suficientes para aplicar las ecuaciones discutidas en las secciones anteriores. Por ejemplo, la relación lineal para una reacción de primer orden es:

$$\ln(C) = k_b t + \ln(C_0) \quad \text{Ecuación 4.41}$$

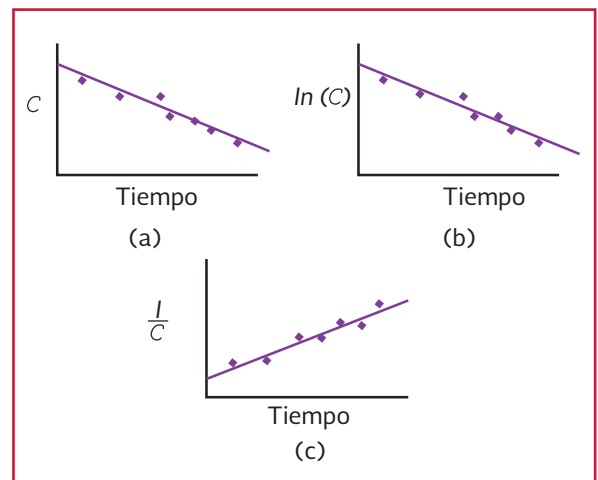
Tabla 4.6 Parámetros determinados a partir del análisis de los datos de concentración para órdenes de reacción diferentes

Orden	Variable dependiente	Intercepción	Pendiente
Cero	C	C_0	$-k_b$
Primer	$\ln(C)$	$\ln(C_0)$	$-k_b$
Segundo	$1/C$	$1/C_0$	k_b
Segundo orden para sustancias dependientes	$\ln(C_A/C_B)$	$\ln(C_{A,0}/C_{B,0})$	$(C_{A,0} - C_{B,0})/K_b$
	C^{1-n_c}	$C_0^{1-n_c}$	

Nota: Si una porción del soluto C^* es no reactiva, o existe un crecimiento limitado, la variable dependiente resulta en vez de C y el término de intersección será .

Como se muestra en la Ilustración 4.15, para los datos trazados (C_t) contra el tiempo, la reacción es de primer orden y debe dar lugar a una línea recta, donde C_t es la concentración en el tiempo t y C_0 es la concentración en el tiempo cero. En todas las reacciones, el ajuste lineal solo puede proporcionar tres parámetros para el modelo, k , C_0 y n_c . El orden de reacción se determina mediante la confirmación de los datos que siguen una línea en el gráfico correspondiente y la ecuación de la recta da dos ecuaciones más que se utilizan para calcular k y C_0 . La función de orden cero (Ecuación 4.15) y las ecuaciones para el decaimiento

Ilustración 4.15 Gráficos para definir la relación que siguen las funciones de decaimiento o aumento de (a) orden cero, (b) primer orden y (c) segundo orden



de la concentración (Ecuación 4.22 y Ecuación 4.25) solo requieren estos tres parámetros.

Sin embargo, cuando un soluto presenta un crecimiento limitado o tiene un componente recalcitrante que no se descompone por completo, C^* es distinta de cero en la Ecuación 4.24 y en la Ecuación 4.28. Por tanto, esta cuarta incógnita C^* se determinará mediante el trazado de la concentración C , en función del tiempo. C^* es entonces la concentración límite a la cual se aproxima asintóticamente a lo largo del tiempo.

Suponga que los datos del decaimiento y de crecimiento de primer orden de los componentes de la Tabla 4.5 fueron medidos y proporcionados a un modelador. Mediante el trazado de C en función de t , como se muestra en la Ilustración 4.12, el modelador puede asumir que la concentración decaerá por completo ($C_{dec}^* = 0$) y las relaciones anteriores se pueden aplicar directamente. El crecimiento saturado, por el contrario, se limitaría a 10 unidades ($C_{cre}^* = 10$). Teniendo en cuenta la estimación de la variable dependiente, definida en la Tabla 4.6, en el gráfico se debe modificar para que sea $C - C^* = C - 10$. Con este cambio, el trazado adecuado debe ser lineal y proporcionar k y C_0 .

4.2.1.3. Análisis de los datos (método diferencial)

Un segundo enfoque del método diferencial establece el orden de reacción y los coeficientes de reacción de forma directa, pero requiere trazar la derivada de la concentración con respecto al tiempo, en lugar de la concentración directamente. Con una ecuación de la forma:

$$\ln\left(-\frac{dC}{dt}\right) = \ln(k_b) + n_c \ln(C) \quad \text{Ecuación 4.42}$$

La derivada resuelta numéricamente se grafica contra el tiempo como un histograma, Ilustración 4.16a. Una curva se ajusta a los datos para suavizar los resultados, garantizando, al mismo tiempo, que las áreas bajo la curva dibujada y el histograma son los mismos. El logaritmo del gradiente ajustado y de la concentración son graficados en Ilustración 4.16b. La mejor línea de ajuste se determina mediante una regresión.

Los términos de la derivada son estimados numéricamente como $(C_{i+1} - C_{i-1}) / (t_{i+1} - t_{i-1})$, donde los subíndices $i + 1$ e $i - 1$ corresponden a puntos no consecutivos. La solución numérica de la derivada puede introducir errores, por lo que se puede ajustar una curva, dC/dt contra el tiempo, a los puntos discretos, Ilustración 4.16a. Los puntos de la curva ajustada para $\log(-dC/dt)$ y $\log(C)$ se muestran en la Ilustración 4.16b. Un mejor ajuste para la Ecuación 4.42 se hace a los puntos para estimar n_c y k_b , donde n_c es la pendiente y k_b es la intersección al eje y . Al igual que en el método integral, el procedimiento se modifica ligeramente para los solutos que son de crecimiento limitado o de decaimiento parcial. C^* se calcula por el trazo de C vs t . A continuación, para determinar k_b y n_c , $(C - C^*)$ se representa en el eje x , en la Ilustración 4.16b.

Un método de tipo diferencial también puede ayudar a identificar las reacciones que sigue la ecuación de Michaelis-Menton. Una representación de Lineweaver-Burk se utiliza para confirmar el modelo y determinar los coeficientes de reacción (Ilustración 4.17). En este caso, $1/(dC/dt)$ se grafica contra $1/C$. Si se obtiene una línea recta, la pendiente es igual a K_b/C^M y la intersección en y es igual a $-1/C^M$.

Ilustración 4.16 Representación gráfica del método diferencial para la determinación del orden de reacción y el coeficiente

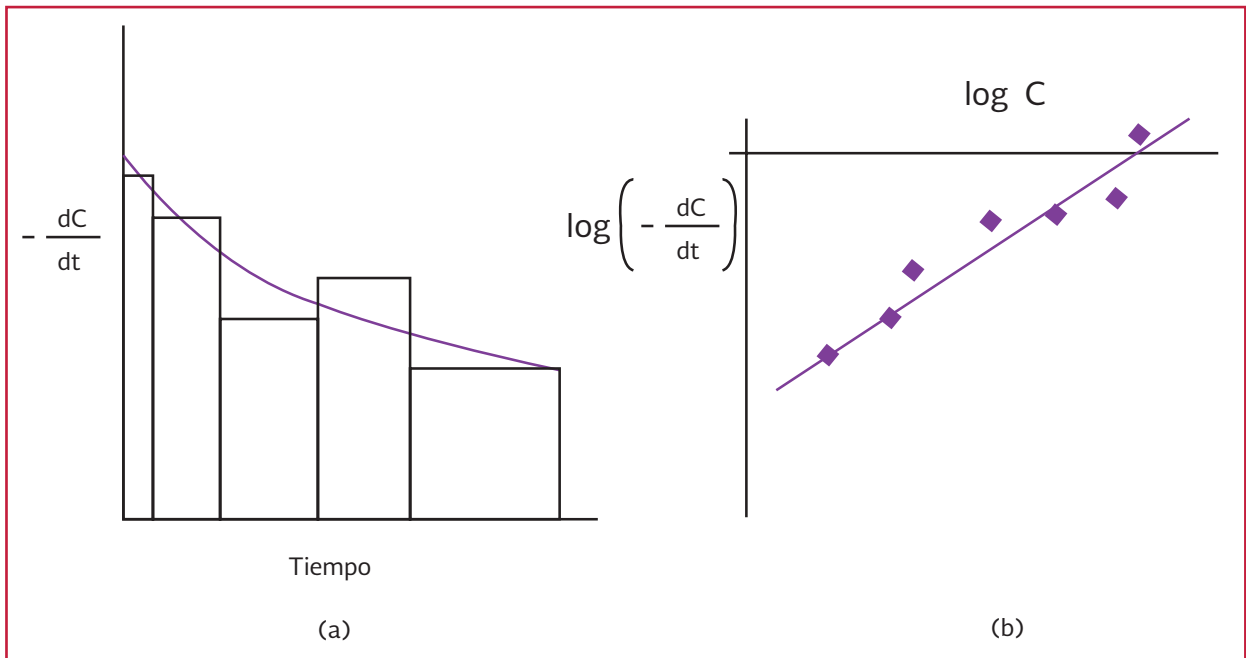
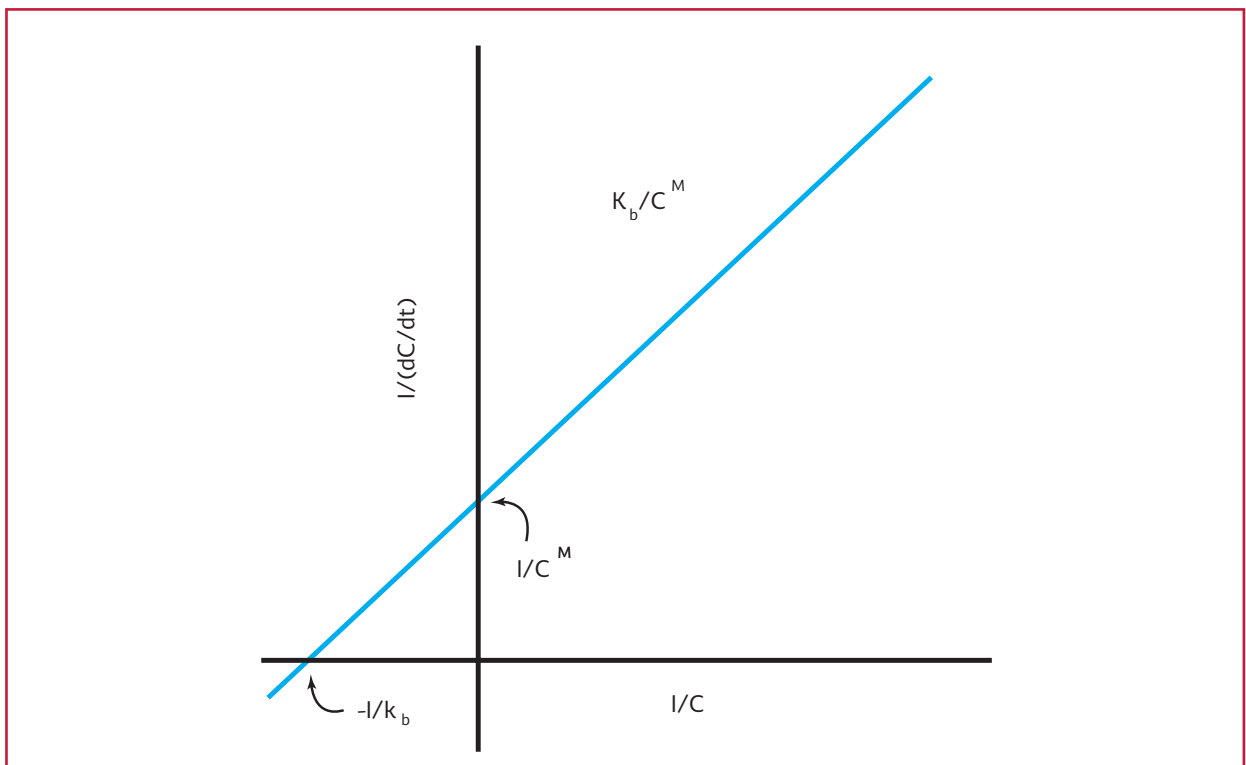


Ilustración 4.17 Representación de Lineweaver-Burk para comprobar la reacción de Michaelis-Menton y la determinación de los coeficientes de reacción



4.2.1.4. Análisis de los datos (curva numérica de ajuste)

Mediante un programa de ajuste de datos o una hoja de cálculo se puede definir una curva de ajuste; los algoritmos del programa reducen al mínimo los errores entre los datos y de la función ajustada por el método de mínimos cuadrados.

4.2.2. EJEMPLO DE APLICACIÓN

Los datos presentados en la Tabla 4.7 corresponden a una prueba en frasco para el decaimiento de cloro. Aplicar el método integral para determinar la función de reacción y sus coeficientes.

Solución: Para determinar el orden de reacción, se representan la concentración y la inversa de la concentración en la Ilustración 4.18 (a) y (b). El conjunto de datos no puede ser representado por una línea recta que sugiera que la reacción es de orden cero o de segundo orden. En la Ilustración 4.18 parece que la sustancia se descompone por completo ($C^* = 0$) por lo que no es necesario realizar ajustes en el trazado de las concentraciones. La Ilustración 4.18c muestra un gráfico del logaritmo en base 10 de la concentración frente al tiempo. Este dato parece ajustarse bastante bien a una línea recta y los datos probablemente siguen una función de primer orden. Este ajuste es coherente con

la trama de concentración que parece ser una función de decaimiento exponencial. La ecuación funcional es entonces:

$$C = C_0 e^{k_b t} \Rightarrow \ln(C_0) + k_b t$$

Para un gráfico semi logarítmico, la intersección está cerca o ligeramente por debajo de 9.79 (el valor en $t = 0$) y la pendiente puede ser más o menos estimado por los últimos extremos de datos:

$$\begin{aligned} k_b &= \frac{(\ln(0.28) - \ln(9.79))}{180 - 0} \\ &= \frac{-1.28 - 2.28}{180} = -0.0198 \end{aligned}$$

En esta aproximación, la ecuación resultante es:

$$C = 9.79e^{-0.0198t}$$

La ecuación también se puede calcular mediante análisis de regresión lineal que se encuentra disponible en la mayoría de las hojas de cálculo. Usando la opción de línea de tendencia de Excel®, el mejor ajuste de k_b es -0.020 h^{-1} y la intersección (C_0) es 9.63 o:

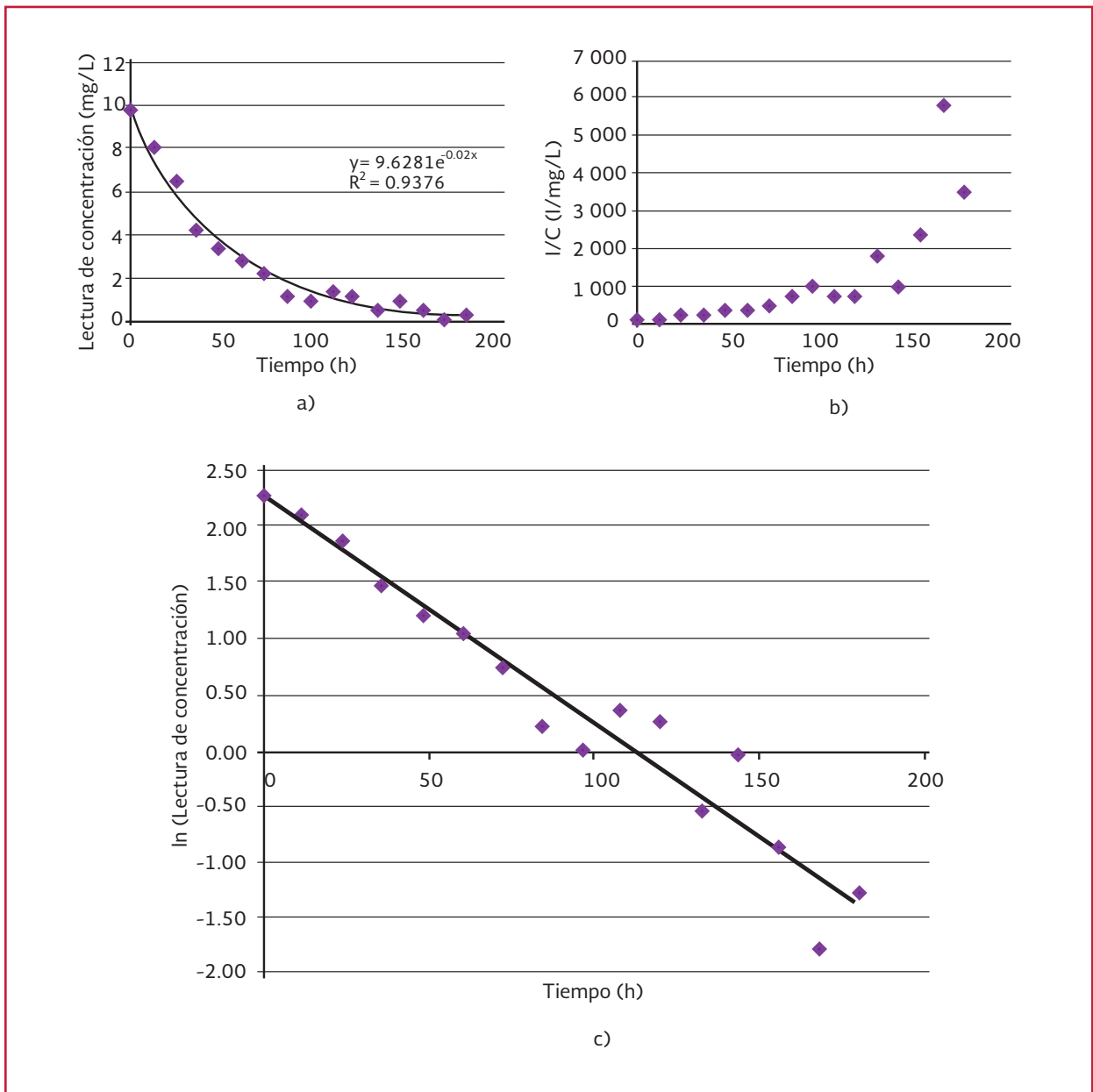
$$C = 9.63e^{-0.02t}, \text{ con } r^2 = 0.9376$$

donde t está en horas. Estos coeficientes proporcionan un mejor ajuste a los datos y se utilizan en el modelo. Hay que tener en cuenta que estos datos se generaron a partir de $C = 10e^{-0.0208t}$ con errores introducidos al azar.

Tabla 4.7 Las concentraciones de cloro en el tiempo de una prueba de frasco

Tiempo h	Concentración mg/L	Tiempo h	Concentración mg/L	Tiempo h	Concentración mg/L
0	9.79	72	2.14	144	0.99
12	8.13	84	1.26	156	0.42
24	6.53	96	1.04	168	0.17
36	4.26	108	1.45	180	0.28
48	3.34	120	1.28		
60	2.94	132	0.57		

Ilustración 4.18 a) Gráfico de concentración de cloro en función del tiempo, b) Gráfico de concentración inversa de cloro en función del tiempo, c) Gráfico semi-log de concentración de cloro en función del tiempo



4.3. RELACIONES DE REACCIÓN PARA LOS SUBPRODUCTOS DE DESINFECCIÓN

Dentro de una red de tuberías, el cloro reacciona con materiales orgánicos, como los ácidos húmicos y fúlvicos, y con los subproductos de la desinfección (DBP, por sus siglas en inglés), como los trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos (HAA). La cantidad de cloro libre precursor y la cantidad de materia orgánica pueden limitar la formación de la DBP.

Se han desarrollado modelos empíricos de regresión para estimar el total de THM y la formación de compuestos individuales dentro de un sistema de distribución (por ejemplo, Amy et al., 1987). Estas ecuaciones suelen aplicarse para un sitio específico e incluyen factores como el carbono orgánico total, la temperatura, la dosificación de cloro, la concentración de bromuro, el tiempo de reacción y el pH de cloración (Vasconcelos et al., 1996). Sung et al. (2000) introdujeron la siguiente ecuación con datos de *Massachusetts Water Authority's Surface Water Systems*:

$$THM = 2.2 \times 10^6 [OH^-]^{0.53} (C_0 (1 - e^{-k\tau}))^{0.52} (UV_{254})^{0.47} (algae)^{-0.087}$$

Ecuación 4.43

donde THM son las concentraciones de THM y están en mg/L, OH^- es la concentración de hidróxido que incorpora la temperatura y el pH, la UV_{254} es la absorbancia ultravioleta a una longitud de onda de 254 nm (1/cm), $algae$ es la concentración de algas en ASU/ml, y $C_0(1 - e^{-k\tau})$ es la cantidad de cloro que reacciona desde el punto de adición, con la concentración C_0 , hasta

el punto de interés durante su tiempo de viaje τ . Para predecir THM en una red de distribución, se utiliza un modelo de calidad del agua para calcular la concentración de cloro y el tiempo de viaje; los resultados se sustituyen en la Ecuación 4.43 y se comparan con lecturas directas en campo. Para modelar la distribución espacial de la generación de THM en un sistema, puede ser apropiado un modelo de crecimiento saturado de primer orden, con un nivel de saturación que se basa en la limitación de cloro o en la concentración inicial de los precursores. Alternativamente, mediante la formulación de una función de reacción de segundo orden, Clark (1998) propuso un modelo de formación de THM en el que están vinculados a los precursores DBP con la demanda de cloro y la disponibilidad. Sobre la base de una reacción equilibrada (Ecuación 4.30), la producción de THM es una función lineal de la demanda de cloro:

$$THM(t) = T_{THM} \left\{ Cl_0 \left[\frac{Cl_0(1 - K_{AB})}{1 - K_{AB}e^{-(1-K_{AB})ut}} \right] \right\} + THM_0$$

Ecuación 4.44

donde T_{THM} es un parámetro calibrado y THM_0 es la concentración inicial de THM. Clark y Sivaganesan (1998) ajustaron una ecuación de regresión para identificar T_{THM} de las características del agua y las condiciones de campo.

$$T_{THM} = e^{1.49} Cl_0^{-0.48} TOC^{0.18} pH^{0.96} T_w^{0.28}$$

Ecuación 4.45

donde K_{AB} y $u=N(1-K_{AB})$ se calculan mediante:

$$k_{AB} = e^{0.32} e_0^{-0.44} TOC^{0.63} pH^{-0.29} T_w^{0.14}$$

Ecuación 4.46

$$\ln(N) = -2.46 - 0.19TOC - 0.14pH - 0.07T_w + 0.01T_w pH$$

Ecuación 4.47

Boccelli y otros (2003) calcularon la producción de THM con una relación similar y sus parámetros modificados. Tanto Clark como Boccelli demostraron que el modelo de segundo orden es más adecuado que uno de primer orden, pero con un número mayor de parámetros. El trabajo de Boccelli examina más a fondo las condiciones re-cloración, pero no evalúa suficientes sitios para proporcionar una guía de aplicación del modelo más general. Clark *et al.* (2001) amplían las relaciones de subproductos de desinfección a múltiples especies de cloración y compuestos de bromuro. También produjeron una serie de ecuaciones de regresión para estimar los parámetros del modelo.

Una de las dificultades en las redes con múltiples fuentes es que la formación de THM no es una respuesta aditiva simple durante la mezcla. El-Shorbagy (2000) desarrolló un enfoque estequiométrico para el modelado de THM y sus cuatro principales componentes: triclorometano (cloroformo), bromodichlorometano, dibromoclorometano y tribromometano (bromoformo). El modelo se basa en la ecuación de primer orden para el decaimiento y el crecimiento de DBP. Esto requiere los niveles de cloro, varios parámetros calibrados y la solución de un pequeño problema de optimización en cada paso de tiempo del modelado.

4.4. REACCIONES CON LA PARED DE LA TUBERÍA PARA EL DECAIMIENTO DE CLORO

Para calcular las reacciones de un soluto con el material de la tubería o con el material en la pared del tubo, se deben tener en cuenta dos cuestiones. La primera es que se debe identificar el

coeficiente de decaimiento actual, y la segunda es analizar la mezcla radial en la tubería, para determinar la cantidad de soluto en contacto con el material de la pared. El nivel de la mezcla depende del régimen de flujo.

4.4.1. COEFICIENTES DE REACCIÓN

El intervalo de impacto de la reacción con la pared es muy grande para el decaimiento de cloro. Hua *et al.* (1999) examinaron tres tubos de ensayo y encontraron que k_{pared} fue solo 10 por ciento de k_b , lo que originó un pequeño cambio en la demanda de cloro. Sin embargo, Clark *et al.* (1993) habían encontrado que k_{pared} podría superar k_b . Claramente, las condiciones varían entre las redes lo que indica que la calibración de campo es necesaria.

Con base en varios estudios publicados, Rossman *et al.* (2001) informaron que un valor de k_{pared} del orden de 3 día⁻¹ (0.125 h⁻¹) es razonable para tuberías de hierro fundido y dúctil. Hallam *et al.* (2002) completaron estudios de campo y laboratorio para determinar las constantes de decaimiento de la pared para una gama de materiales de tuberías.

De las pruebas con trazadores, el decaimiento constante de decaimiento de la pared varía de 0 a 1.64 h⁻¹ con el 70 por ciento de los valores por debajo de 0.4 h⁻¹. Los valores más altos y la mayor variabilidad se presentaron en tuberías de hierro fundido. Se examinaron en el laboratorio tubos de: concreto reforzado (CICL), cloruro de polivinilo (PVC) y polietileno de media densidad (MDPE), y se comprobó que tienen constantes de decaimiento de 0.01 a 0.78 h⁻¹. Con base en estos resultados, se clasifican los tubos de

hierro fundido ($CI - \overline{k_{pared}} = 0.67 hr^{-1}$) y los de hierro (SI—0.33) como reactivos, y los de CICL (0.13), PVC (0.09) y MDPE (0.05) como no reactivos. El valor en paréntesis para cada tipo es el promedio del coeficiente de la pared en sitio. De los datos de laboratorio, los coeficientes son los mismos, excepto el CICL, que fue de 0.12 h^{-1} . Los estudios también indicaron que k_{pared} aumentó linealmente con la velocidad en las tuberías de hierro, pero no fue evidente una clara relación para los tubos no reactivos. Por último, k_{pared} estaba inversamente relacionada con el nivel de cloro inicial.

4.4.2. TRANSPORTE RADIAL EN L FLUJO

Los coeficientes de reacción en la pared de la tubería se ven afectados por tres factores:

- La capacidad reactiva de la biocapa
- El área de la pared disponible para reaccionar
- El movimiento del agua en la pared

Rossmann *et al.* (1994) desarrollaron un enfoque teórico que representa la transferencia de masa para estimar k_{pared} que representaron estos factores. La naturaleza reactiva del material de la pared se mide por la constante de reacción en la pared, k_w (L/T). El área de la pared disponible es la superficie por unidad de volumen de la sección transversal de la tubería disponible para interactuar con el agua. Para un tubo circular, este término es igual a $2/R = 2\pi RL / \pi R^2 L$, donde R es el radio de la tubería y L es la longitud del tubo.

La mezcla de agua es más compleja. La transferencia de masa entre el volumen de agua y la pared del tubo está representada por el coeficiente

k_f que depende del número de Sherwood (Sh), de la forma:

$$k_f = Sh \left(\frac{D_m}{D} \right) \quad \text{Ecuación 4.48}$$

donde D_m es la difusividad molecular del transporte de solutos y D es el diámetro de la tubería. El número adimensional de Sherwood se diferencia por el régimen de flujo. En flujo laminar ($R < 2300$):

$$Sh = 3.65 + \frac{0.0668(D/L)ReSc}{1 + 0.04[(D/L)ReSc]^{2/3}}$$

Ecuación 4.49

donde Sc es el número de Schmidt (v/D_m) (Edwards *et al.*, 1976).

Se espera que en régimen turbulento la mezcla sea mayor que el flujo laminar debido a que la difusión turbulenta incrementa de manera importante el movimiento de masas en el agua. Por esta condición, Notter y Sleicher (1971) propusieron la siguiente relación empírica para el número Shewwood:

$$Sh = 0.0149 Re^{0.88} Sc^{1/3} \quad \text{Ecuación 4.50}$$

Para una reacción de primer orden, los términos que describen los tres factores se combinan para formar:

$$k_{pared} = \frac{2k_w k_f}{R(abs(k_w) + k_f)} \quad \text{Ecuación 4.51}$$

donde abs es el valor absoluto de la operación. k_{pared} es entonces sustituido en la Ecuación 4.40 para calcular el coeficiente global de decaimiento para la ecuación de reacción $r(C) = kC$. Hay que tener en cuenta que tanto el número de Sherwood como k_f y k_{pared} pueden ser diferentes

para cada tubo de la red y para las condiciones de caudal variable.

Si la reacción con la pared se modela como una reacción de orden cero, n_c es igual a 0 y $r(C)$ es una constante. La velocidad de reacción no puede ser mayor que la tasa de transferencia de masa, entonces $r(C)$ es igual al mínimo de $k_w(2/R)$ o un aparente coeficiente de reacción de primer orden $k_f C(2/R)$. Todos los términos de la Ecuación 4.51 se obtienen de los datos físicos medidos o del análisis hidráulico, salvo el coeficiente de reacción con la pared (k_w) y la difusividad molecular del soluto (D_m). El único medio para determinar la constante de reacción es calibrando el modelo de calidad del agua con los datos medidos en campo. La difusividad molecular es una propiedad física de las sustancias; por ejemplo, la D_m del ácido hipocloroso (HOCl-), la especie dominante del cloro libre, es $1.44 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ ($0.00112 \text{ ft}^2/\text{día}$), mientras que la D_m del metil etil cetona (un precursor representativo de trihalometanos) es $9.8 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$.

El coeficiente de reacción con la pared puede depender de la temperatura y también se puede correlacionar con la edad y el material de la tubería. Con la edad, la rugosidad de los tubos de metal tiende a aumentar debido a la incrustación y tuberculación de los productos de corrosión en las paredes de la tubería. Este aumento de la rugosidad produce una disminución del factor C de Hazen-Williams o un coeficiente de rugosidad e equivalente más elevado, lo que arroja una mayor pérdida de carga por fricción en el flujo a lo largo de la tubería. Alguna evidencia sugiere que los mismos procesos que van incrementando la rugosidad de una tubería también tienden a aumentar la reactividad de la pared con algunas especies químicas, especialmente cloro y otros

desinfectantes (Vasconcelos *et al.* 1996, 1997). Con base en sus trabajos, un coeficiente k_w de un tubo se puede expresar como una función del coeficiente utilizado para describir su rugosidad y un coeficiente de reacción con la pared F , como se indica en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8 Coeficientes de reacción con la pared para diferentes ecuaciones de pérdida de carga

Ecuación de pérdida de carga	Coeficiente de reacción con la pared k_w
Hazen-Williams	F/C_{HW}
Darcy-Weisbach	$-F/\log(e/D)$
Chezy-Manning	Fn_m

F tiene un significado diferente en función de la ecuación de pérdida de carga. La ventaja de utilizar este enfoque es que requiere solo un parámetro, F , para permitir que el coeficiente de reacción con la pared varíe a lo largo de la red, k_w y F son específicos del sistema. Vasconcelos *et al.* (1996, 1997) reportaron valores de k_w que van desde 0.1 hasta 1.5 m/día y valores de F , de 10 a 650, para los cuatro sistemas de distribución que ellos estudiaron.

Ozdemir y Ucak (1998) resolvieron la relación de flujo radial con un coeficiente de difusión efectivo que varía con Reynolds; el número está disponible en la literatura. Para números de Reynolds superiores a 10 000 (flujo completamente turbulento), los resultados fueron similares al modelo de Rossman y Biswas. Para valores más bajos de Reynolds, se encontró un coeficiente variable de decaimiento y un k_w que mejora el ajuste entre los resultados experimentales y los de modelado, en comparación con los otros dos modelos. Para las reacciones de primer orden, se desarrolló un factor de corrección, F_c , a partir del flujo de modelado bidimensional:

$$\log\left(\frac{F_c v R}{k_w L}\right) = -0.9538 \log\left(\frac{Re}{1000}\right) - 1$$

Ecuación 4.52

F_c es inversamente proporcional a R y este efecto es insignificante para $R > 30\,000$. F_c puede ser usado para ajustar el decaimiento total constante por:

$$C_t^{dif} = \left(\frac{C_t}{1 + F_c}\right) \quad \text{Ecuación 4.53}$$

donde C_t es la concentración de cloro en el tiempo t , con una función de decaimiento de primer orden. Se calcula la constante de decaimiento y los coeficientes para el seno del fluido y la pared de la tubería. C_t^{dif} es la concentración de cloro después de la corrección por difusión.

4.4.3. EJEMPLO DE APLICACIÓN

Determinar el coeficiente de reacción total de agua a 10 °C con un coeficiente de decaimiento de -0.15/día en una tubería de 10 pulgadas de diámetro (0.254m) y 1 000 metros de longitud que transporta 0.5 m³/s. El coeficiente de reacción con la pared es de -0.5 m/día y la difusividad molecular del cloro utilizado es 0.00112 m²/día. Supongamos una reacción de decaimiento de primer orden.

Solución: El valor total de k es igual a:

$$k = k_b + k_{pared}$$

donde k_b es -0.15/día. k_{pared} debe ser calculado para las condiciones del flujo mediante la Ecuación 4.51. R y k_w son 5 pulgadas (0.127 m) y -0.5 m/día, respectivamente. El coeficiente de transferencia de masa, k_f , se basa en el número de Sherwood, que varía con el régimen de flujo. El número de Reynolds de este tubo y para la velocidad ($V = Q/A = 0.5/\pi(0.254)^2/4 = 9.86\text{m/s}$) es:

$$Re = V \frac{D}{\nu} = \frac{(9.86)0.254}{1.09 \times 10^{-6}} = 2.50 \times 10^6$$

\Rightarrow Flujo turbulento

El número de Sherwood para condiciones de turbulencia se calcula usando la Ecuación 4.50, con el número de Schmidt, que es igual a 38.81 ($Sc = \nu/D_m = (9.86)/0.254$). Hay que tener en cuenta que la viscosidad cinemática puede presentarse en m²/día, para ser consistente con la difusividad, así, Sc es adimensional. El número de Sherwood es entonces:

$$\begin{aligned} Sh &= 0.0149 Re^{0.88} Sc^{\frac{1}{3}} \\ &= 0.0149 (2.5 \times 10^6)^{0.88} (38.81)^{\frac{1}{3}} \\ &= 21,562.5 \end{aligned}$$

y el coeficiente de transferencia de masa se calcula por:

$$k_f = Sh \frac{D_m}{D} = 21\,562.5 \frac{0.254}{10/12} = 95.07 \text{ m/día}$$

Por último, k_{pared} es:

$$\begin{aligned} k_{pared} &= \frac{(2k_w k_f)}{R(k_w + k_f)} \\ &= \frac{2(-0.5)(95.07)}{(0.127)(\text{abs}(-0.5) + 95.07)} \\ &= -\frac{7.83}{\text{día}} \end{aligned}$$

Es interesante observar que la reacción con la pared es bastante grande, en comparación con la reacción en el seno del fluido, que es de -0.15, debido al alto grado de turbulencia. Por último, el coeficiente de decaimiento total es:

$$k = k_{seno} + k_{pared} = -0.15 + (-7.83) = -\frac{7.98}{\text{día}}$$

El signo en el término es negativo ya que se trata de una reacción de decaimiento. Si la concen-

tracción de cloro a la entrada del tubo es de 10 mg/L, la concentración de salida en condiciones estables es:

$$C_{Salida} = C_{Ent} e^{k\tau} = 10e^{-7.98(0.28/24)} = 9.9mg/l$$

donde τ es el tiempo de viaje en el tubo:

$$\tau = \frac{L}{V} = \frac{1000}{9.86(3600)(24)} = 0.00177día = 0.28 h$$

La Tabla 4.9 muestra valores de k , del tiempo de viaje y del estado de la concentración de salida para diferentes gastos de entrada, considerando una concentración de 10 mg/L para una tubería de 1 000 m de longitud. En este ejemplo, la concentración de salida disminuye con la disminución del caudal. Aunque el nivel de turbulencia disminuye y con ello causa menos reacción en la

pared, el tiempo de viaje en la tubería aumenta más rápido que el coeficiente de reducción de la reacción.

Para gastos menores de 0.45 L/s, se presenta el flujo laminar. En este caso, el número de Sherwood se calculó mediante la Ecuación 4.49, mientras que la Ecuación 4.50 fue utilizada en los flujos mayores de 0.45 L/s. La transición entre los regímenes laminar y turbulento no es suave. Aunque el tiempo de viaje se incrementa, la concentración de salida es mayor porque k disminuye dramáticamente al cambiar la ecuación utilizada. La magnitud del salto a las condiciones de flujo laminar se relaciona con las condiciones de flujo y la longitud del tubo. Hay que tener en cuenta que la ecuación de flujo turbulento no considera la longitud del tubo. Así que a medida que disminuye L , es el tiempo de contacto el que disminuye.

Tabla 4.9 Coeficientes de decaimiento, tiempos de viaje y concentraciones de salida para diferentes tasas de flujo en la tubería de 1 000 metros de largo que se describe en el ejemplo

Q m³/s	Área m²	V m/s	R	S _c	S _n	k _f m/día	k _{pared} 1/día	k 1/día	t día	C _{sal} mg/L
0.0003	0.05	0.01	1 413.53	0.02	2.46	0.01	-0.17	-0.18	2.09	9.84
0.0004	0.05	0.01	2 120.29	0.03	4.03	0.02	-0.28	-0.30	1.39	9.83
0.0006	0.05	0.01	2 827.05	0.04	5.71	0.03	-0.39	-0.42	1.04	9.82
0.0007	0.05	0.01	3 533.81	0.05	7.48	0.03	-0.50	-0.54	0.84	9.81
0.0014	0.05	0.03	7 067.63	0.11	17.35	0.08	-1.08	-1.16	0.42	9.80
0.0035	0.05	0.07	17 669.07	0.27	52.73	0.23	-2.59	-2.82	0.17	9.81
0.0071	0.05	0.14	35 338.14	0.54	122.26	0.54	-4.24	-4.78	0.08	9.84
0.0142	0.05	0.28	70 676.28	1.09	283.49	1.24	-5.84	-7.09	0.04	9.88
0.0283	0.05	0.55	141 352.56	2.17	657.34	2.89	-6.98	-9.87	0.02	9.91
0.0566	0.05	1.11	282 705.13	4.35	1 524.18	6.69	-7.62	-14.31	0.01	9.94
0.0850	0.05	1.66	424 057.69	6.52	2 492.84	10.95	-7.83	-18.78	0.01	9.95

4.5. EDAD DEL AGUA Y TRAZADORES

La preocupación inicial, que condujo a la modelación de la calidad del agua, fue el comportamiento del cloro. Si los coeficientes de decaimiento no se conocen, una medida alternativa para determinar el decaimiento, es la edad del agua. Como se señaló anteriormente, un modelo de crecimiento de orden cero se puede utilizar para representar la edad del agua. El análisis de la edad del agua puede ser usado también para otros fines.

La edad del agua, se da en función del gasto en las tuberías. Las tuberías son reactores de flujo pistón y de hecho actúan como tanques en la transmisión de flujo de un nodo a otro. El caudal de la tubería y la velocidad están directamente relacionados con el tiempo de viaje y la edad del agua. Una tubería que ha sido diseñada con un gran diámetro para reducir las pérdidas de energía o con la expectativa de crecimiento en el futuro, puede afectar negativamente a la calidad del agua, ya que el agua puede permanecer en la tubería por largos periodos de tiempo.

Un tanque puede tener un efecto similar. Un análisis hidráulico proporciona toda la información necesaria para calcular la edad media de agua que se extrae en todos los nodos.

Con este análisis también se puede identificar la fuente de agua para un punto en particular, considerando una red con suministros múltiples y con distintas calidades de agua para un punto específico. El agua mezclada final puede ser motivo de preocupación por el sabor, el olor y su calidad en general. La utilidad de rastreo de

fuentes es también útil para identificar las vulnerabilidades y las fuentes de contaminación.

Por ejemplo, si por medio de lecturas en campo se detecta un cambio en la calidad del agua, se puede identificar la posible ubicación de la fuente y otros nodos que pudieran estar afectados. Para identificar la contribución de cada una de las N_s fuentes en condiciones dinámicas, se deben ejecutar (N_s-1) simulaciones de calidad de agua. Cada una de las simulaciones individuales se realiza para una sustancia conservativa ficticia, suministrada desde un nodo fuente (n_s) con una concentración de 100.

Esta agua se distribuye por toda la red, y en el nodo de interés, el porcentaje de concentración es el porcentaje de contribución del nodo de origen n_s , o $p(n_s)$. Para condiciones de flujo inestable, este porcentaje va a cambiar en función del tiempo. El análisis de trazador conservativo se completa para cada uno de los nodos fuente.

El porcentaje de contribución para la última fuente (nodo fuente N_s) es el agua extraída, no contabilizada y se calcula con:

$$p(N_s) = 100 - \sum_{n_s=1}^{N_s-1} p(n_s) \quad \text{Ecuación 4.54}$$

El algoritmo de seguimiento en retroceso puede ser más eficiente en la determinación de lugares de origen, en particular para nodos individuales, bajo condiciones dinámicas. Este enfoque comienza su análisis en los puntos de extracción y lo realiza en retroceso a lo largo de la red, con las condiciones hidráulicas para identificar las fuentes y en qué momento el agua fue suministrada.

5

SIMULACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA EN ESTADO PERMANENTE

5.1. ANTECEDENTES

La modelación de la calidad del agua en estado permanente es útil para comprender, desde una perspectiva global, cómo son las reacciones dentro de un sistema. El estado permanente se alcanza cuando la calidad del agua en todos los nodos no cambia con el tiempo. Por tanto, este equilibrio solo se produce cuando las condiciones del flujo son invariantes en el tiempo y el flujo de todas las fuentes ha llegado a todos los nodos, por todas las tuberías.

El tiempo para alcanzar el estado permanente de calidad del agua es igual al mayor tiempo de viaje desde cualquier fuente a cualquier nodo, el tiempo de viaje para que el nodo más lejano, es la suma de los tiempos t_n de viaje desde el origen a lo largo de la ruta más larga a la del nodo más lejano para una condición hidráulica constante.

A pesar de que el funcionamiento de una red de distribución es variable en el tiempo, las condiciones de flujo se adaptan al sistema y es posible alcanzar un estado de equilibrio hidráulico en cierto periodo de tiempo; por otra parte, las condiciones de equilibrio de la calidad del agua dentro de la red, son menos comunes. A pesar de esta situación, realizar una simulación de las condiciones estables (en equilibrio) de la calidad del

agua, puede aportar una idea del funcionamiento de un sistema. Además, este tipo de modelos permite mejorar la comprensión de los principios básicos de calidad de agua. Este capítulo presenta un procedimiento general para evaluar la calidad del agua en estado permanente.

En condiciones de flujo permanente. Una gota dentro de la red no vuelve a pasar por un punto por el que ya ha pasado. Por tanto, podemos identificar la ruta desde las fuentes hacia cada nodo. Dado que la calidad del agua que entra en un nodo, a través de una tubería es constante, la calidad del agua que sale de este, puede ser calculada a partir del cálculo de la mezcla de la calidad de las distintas aguas que ingresan al nodo. Con base en esta idea, es posible calcular las condiciones de la red a partir del nodo de origen, siguiendo la dirección del flujo hacia todos los demás nodos.

5.2. ALGORITMO GENERAL PARA REDES EN ESTADO PERMANENTE

Boulos y Altman (1993) desarrollaron un método analítico general (explícito) para determinar el porcentaje de contribución de una fuente, la edad del agua y las concentraciones de solutos conservativos en una red de tuberías, median-

te la extensión de los primeros planteamientos de Males *et al.* (1988), Chun y Selznick (1985), Clark *et al.* (1988), Wood y Ormsbee (1989), y Boulos *et al.* (1992). Los métodos anteriores requieren inversiones de matrices para determinar la calidad del agua en toda la red. La principal ventaja del método explícito de Boulos y Altman es que la solución se puede obtener algebraicamente mediante una metodología de clasificación teórico-gráfica.

Este enfoque riguroso se presenta en una forma generalizada, incluyendo la aplicación a los solutos no conservativos (reactivos).

5.2.3.1. Análisis general de un soluto

El enfoque para el análisis de la calidad del agua en estado permanente se basa en la premisa de que el transporte es puramente advectivo.

Con la advección, un componente sólo se puede mover de un nodo hacia un punto aguas abajo. El flujo a lo largo de la red está definido por el grafo dirigido desarrollado en la sección anterior. El otro mecanismo para modificar la calidad del agua en un nodo es la conservación de la masa, que puede escribirse para un nodo en general como:

$$C_{sal,i} \left(\sum_{I \in Sal,i} Q_I + q_i^{Sal} \right) - \sum_{I \in Sal,i} C_I Q_I = C_i^{ent} q_i^{ent}$$

Ecuación 5.1

$C_{sal,i}$ es la concentración en el agua que sale del nodo i en todos los tubos, mientras que C_I es la concentración de un soluto suministrado por las tuberías de entrada al final del tubo I o $C_I|_{x=L}$, donde L es la longitud de la tubería. La transformación puede ocurrir durante el viaje a lo largo

de la tubería entre estos dos puntos. Las velocidades de flujo y los tiempos de viaje son valores conocidos a partir de los resultados del análisis hidráulico.

El primer término del lado izquierdo de la Ecuación 5.1 es la masa del soluto que sale del nodo, el segundo término es la masa que entra al nodo. La Ecuación 5.1 se aplica a partir de los puntos jerárquicamente más elevados, de manera descendente. Con esto, los valores del lado derecho de la ecuación son conocidos y $C_{sal,i}$ puede ser calculado. Boulos y Altman (1993) demostraron que estas relaciones pueden ser organizadas en una matriz triangular inferior.

5.2.3.2. Análisis de contribución de fuentes

Para presentar el método de análisis global, se considera una sustancia conservativa y se utiliza para determinar la contribución de una fuente en todos los nodos. Para determinar la contribución de una fuente, la concentración de la sustancia se considera igual a la unidad, en la fuente de interés, y a la concentración del flujo suministrado por otras fuentes se le asigna una concentración cero.

Dado que la sustancia es conservativa ($k = 0$ y $r(C) = 0$) y el flujo es constante $\partial C / \partial t = 0$, por la ecuación de transporte advectivo (Ecuación 4.3), la concentración que se suministra en el extremo superior de un tubo es igual a la concentración que este entrega al nodo:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial C}{\partial x} = r(C) &\Rightarrow 0 + V \frac{(C_I|_{x=L} - C_I|_{x=0})}{\Delta x} = 0 \\ &\Rightarrow C_I|_{x=L} = C_I|_{x=0} \end{aligned}$$

donde $C_l|_{x=L}$ y $C_l|_{x=0}$ son las concentraciones en los extremos aguas abajo y aguas arriba de la tubería, respectivamente. Como se observa, para una sustancia conservativa no se requiere realizar análisis de cambios en la calidad del agua a lo largo de la tubería. Las transformaciones se producen debido a otras reacciones.

Considerando la red de la Ilustración 5.1 y la Tabla 5.1, la contribución del agua a partir de los nodos A y B se determina para todos los demás nodos. Un nodo de origen se evalúa en primer lugar considerando una concentración de 1 para ese nodo ($C_A = 1$) y una concentración cero para el nodo B; la tubería 1 es la única fuente de flujo para el nodo I y las tuberías 2 y 3 llevan el flujo desde este nodo. Con el flujo de una sola fuente, la concentración de salida en el nodo $C_{sal,i}$ es igual a C_A y por la Ecuación 5.1:

Tabla 5.1 Características de tuberías y datos hidráulicos

Tubería	Diámetro	Flujo	Velocidad	Tiempo de viaje
	(mm)	(L/s)	(m/s)	(h)
1	400	42.82	0.34	0.49
2	300	13.77	0.19	0.85
3	300	19.05	0.27	0.62
4	300	10.49	0.15	1.13
5	200	4.26	0.14	1.23
6	300	16.69	0.24	0.71
7	400	47.18	0.38	0.44

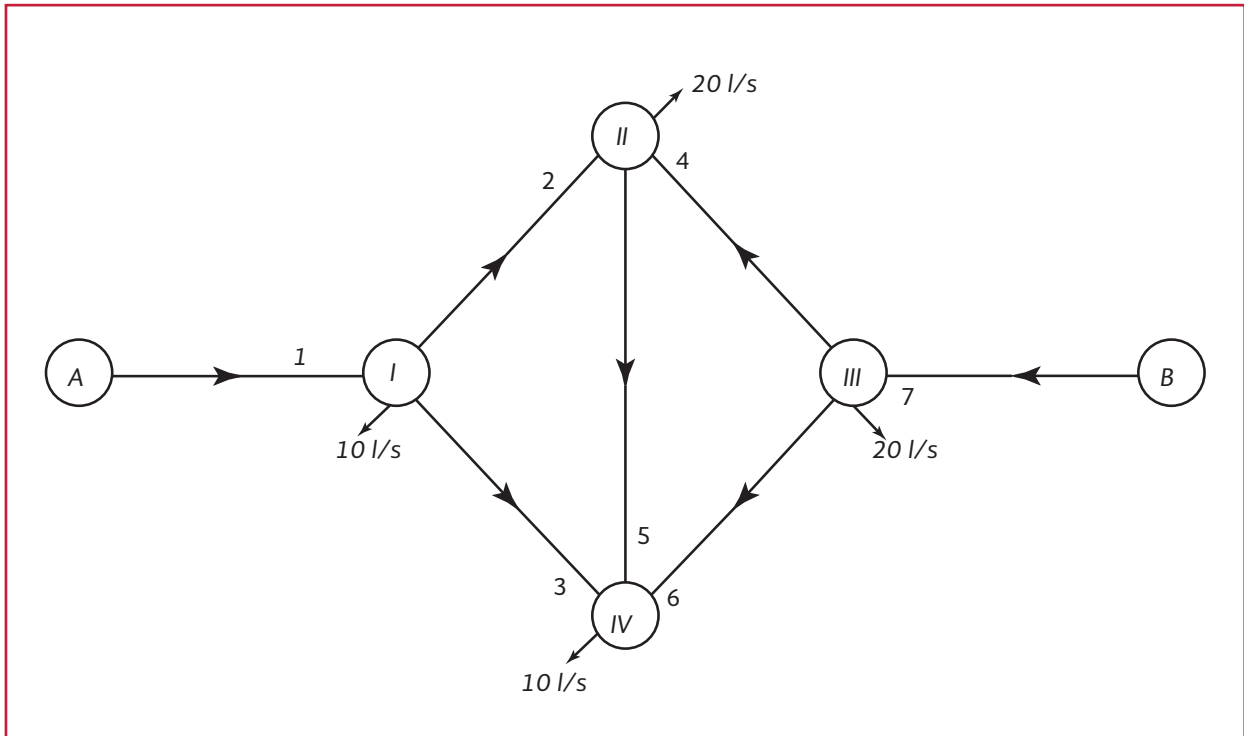
Todas la tuberías tienen una longitud de 600 m y cuentan con un coeficiente de rugosidad de 120 (Hazen-Williams)

$$C_{sal,I}(Q_2 + Q_3 + q_1) - C_A Q_1 = 0 \Rightarrow$$

$$C_{sal,I} = \frac{C_A Q_1}{Q_2 + Q_3 + q_1} = \frac{1(42.82)}{13.77 + 19.05 + 10} = 1$$

Dado que el flujo desde el nodo I es suministrado por los tubos 2 y 3, la descarga del nodo tiene una concentración igual a 1.

Ilustración 5.1 Ejemplo de red para contribución de fuentes y edad del agua con el sistema de numeración original de nodos. La dirección del flujo está dada por la flecha



Para resolver la contribución de las fuentes en todo el sistema se sigue la secuencia de nodos ordenados. El nodo III es el siguiente en ser considerado con un flujo que ingresa por la tubería 7 y con tuberías de salida 4 y 6. Para este análisis, el flujo de la fuente B tiene concentración cero. La sustitución de los términos de la Ecuación 5.1 para determinar la concentración de salida para el nodo III resulta:

$$C_{sal,III}(Q_4 + Q_6 + q_{II}) - C_B Q_7 = 0 \Rightarrow$$

$$C_{sal,III} = \frac{C_B Q_7}{Q_4 + Q_6 + q_{II}} = \frac{0(47.18)}{10.49 + 16.69 + 20} = 0$$

Dado que la concentración en la tubería 7 es 0, los tubos 4 y la extracción q_3 tienen la misma concentración; la fuente A no contribuye al flujo del nodo 3.

Del análisis de clasificación, el nodo II recibe parte de su suministro desde la fuente A por medio del tubo 2. La concentración de salida del nodo II hacia la tubería 5 y la demanda q_{II} son:

$$C_{sal,II}(Q_5 + q_{II}) - C_I Q_2 - C_{III} Q_4 = 0$$

$$\Rightarrow C_{sal,II} = \frac{C_I Q_2 + C_{III} Q_4}{(Q_5 + q_{II})}$$

$$= \frac{1(13.77) + 0(10.49)}{4.27 + 20} = 0.5673$$

Esta ecuación muestra que la fuente de suministro A contribuye con el 56.73 por ciento del

flujo en el nodo II. Dado que la red tiene solo dos fuentes, el caudal suministrado al nodo II proveniente de la fuente B es igual. Tomando en cuenta la contribución de flujo en la tubería 5, podemos calcular la contribución de las fuentes en el nodo IV aplicando la Ecuación 5.1:

$$C_{sal,IV}(q_{IV}) - C_I Q_3 - C_{II} Q_6 - C_{III} Q_5 = 0 \Rightarrow$$

$$C_{sal,IV} = \frac{C_I Q_3 + C_{II} Q_6 + C_{III} Q_5}{(q_{IV})} =$$

$$\frac{1(19.05) + 0(16.69) + 0.5673(4.26)}{40} = 0.5367$$

Por tanto, la fuente A contribuye 53.67 por ciento del flujo en el nodo IV, mientras que la fuente B ofrece 46.33 por ciento. La contribución de las fuentes también se puede determinar mediante el establecimiento de $C_B = 1$ y $C_A = 0$ y completar un análisis similar al anterior.

Estos pasos muestran cómo realizar el seguimiento a lo largo del sistema con flujo dirigido, calcular concentraciones en nodos aguas abajo conociendo la concentración en los nodos superiores. Las ecuaciones utilizadas en el ejemplo, para valores de C desconocidos del lado izquierdo y los términos del movimiento conocido (fuente A) del lado derecho, se pueden resumir en función de la numeración de los nodos, como en la Ecuación 5.2.

$$C_{sal,I}(Q_2 + Q_3 + q_1) = C_A Q_1 \quad (1)$$

$$C_{sal,III}(Q_4 + Q_6 + q_{II}) = C_B Q_7 \quad (2)$$

$$-C_I Q_2 \quad -C_{III} Q_4 \quad C_{sal,II}(Q_5 + q_{II}) = 0 \quad (3)$$

$$-C_I Q_3 \quad -C_{III} Q_6 \quad -C_{II} Q_5 \quad C_{sal,IV}(q_{IV}) = 0 \quad (4)$$

Ecuación 5.2

Los índices en números romanos corresponden a los nodos; los subíndices en números arábigos corresponden al número de tubería, Q es el gasto suministrado por cada una de las fuentes y q es la demanda aplicada en cada nodo. Este sistema de cuatro ecuaciones se puede resolver para las cuatro concentraciones desconocidas.

Boulos y Altman generalizaron estas ecuaciones en forma matricial. Para el estudio de la contribución de la fuente, la Ecuación 5.1 se puede escribir en forma matricial como:

$$\Psi I^s = \Phi^s \quad \text{Ecuación 5.3}$$

donde I^s es un vector que representa la proporción de flujo suministrado por la fuente s en cada nodo (por ejemplo, la concentración C , para la Ecuación 5.1) y Φ^s es el vector que contiene el flujo suministrado. Para el ejemplo, el caudal suministrado por la fuente s es el lado derecho de la Ecuación 5.1 o de la Ecuación 5.3.

Basado en una red ordenada, Ψ es una matriz triangular inferior de contribución de flujo que representa la mezcla en los nodos. Los elementos de la diagonal de Ψ son los flujos totales que pasan por el nodo i y se calculan como la suma de las salidas del nodo (ver la Ecuación 5.1).

$$\Psi_{ii} = \sum_{l \in J_{Sal,i}} Q_l q_i^{Sal} \quad \text{Ecuación 5.4}$$

donde $J_{Sal,i}$ es el conjunto de tuberías que llevan el flujo desde el nodo i . Estos términos corresponden con el multiplicador en el primer término de la Ecuación 5.1. Para el ejemplo, los coeficientes son los términos positivos en el lado izquierdo.

Los términos por debajo de la diagonal son los flujos en el nodo i , desde el nodo m , y están representados en el segundo término de la Ecuación 5.1 (los términos negativos en la Ecuación 5.2).

$$\Psi_{mi} = -Q_l \quad \text{Ecuación 5.5}$$

Los términos por encima de la diagonal ($m > i$) son cero porque no hay ningún nodo que lleve flujo a un nodo aguas arriba. Este sistema se puede resolver por medio de algún programa comercial. La Ilustración 5.2 muestra el resultado. Para determinar la contribución de la fuente B, el lado derecho de la Ilustración 5.3 se cambia a $\Phi^B = (0, Q_B C_B, 0, 0)^T = (0, 47.18, 0, 0)^T$. Las ecuaciones modificadas se resuelven y el resultado se muestra en la Ilustración 5.3.

Ilustración 5.2 Modelación de contribución de fuentes con el programa EPANET 2.0

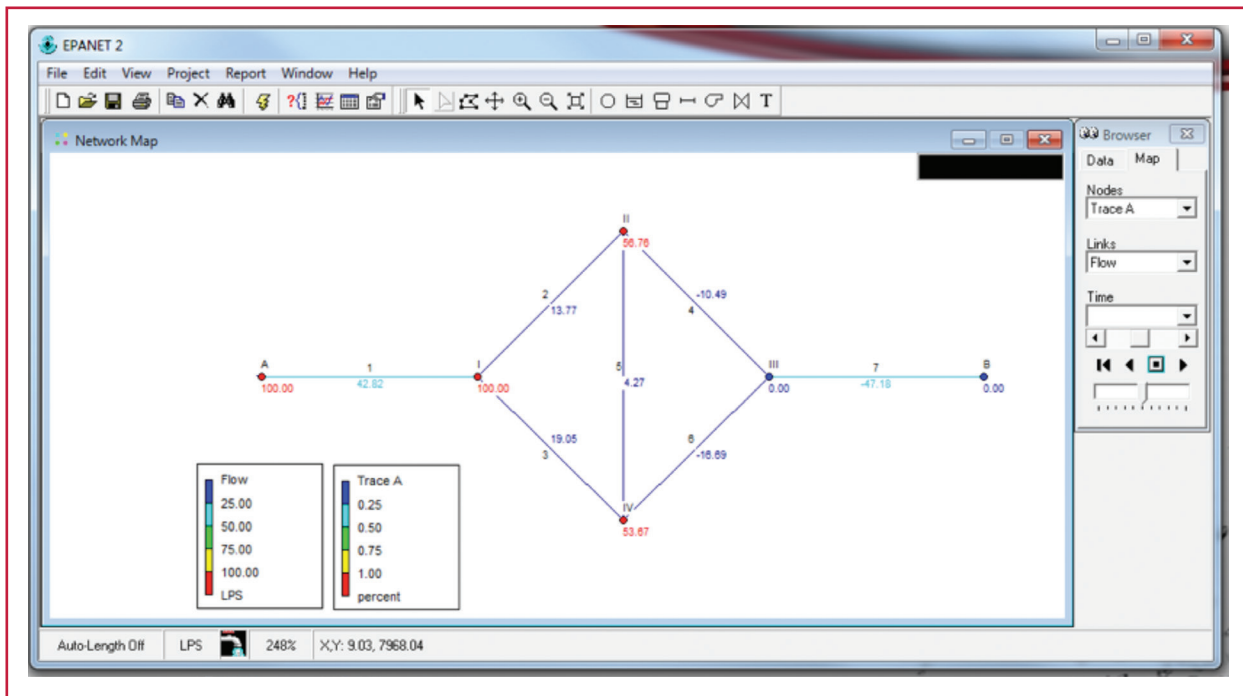
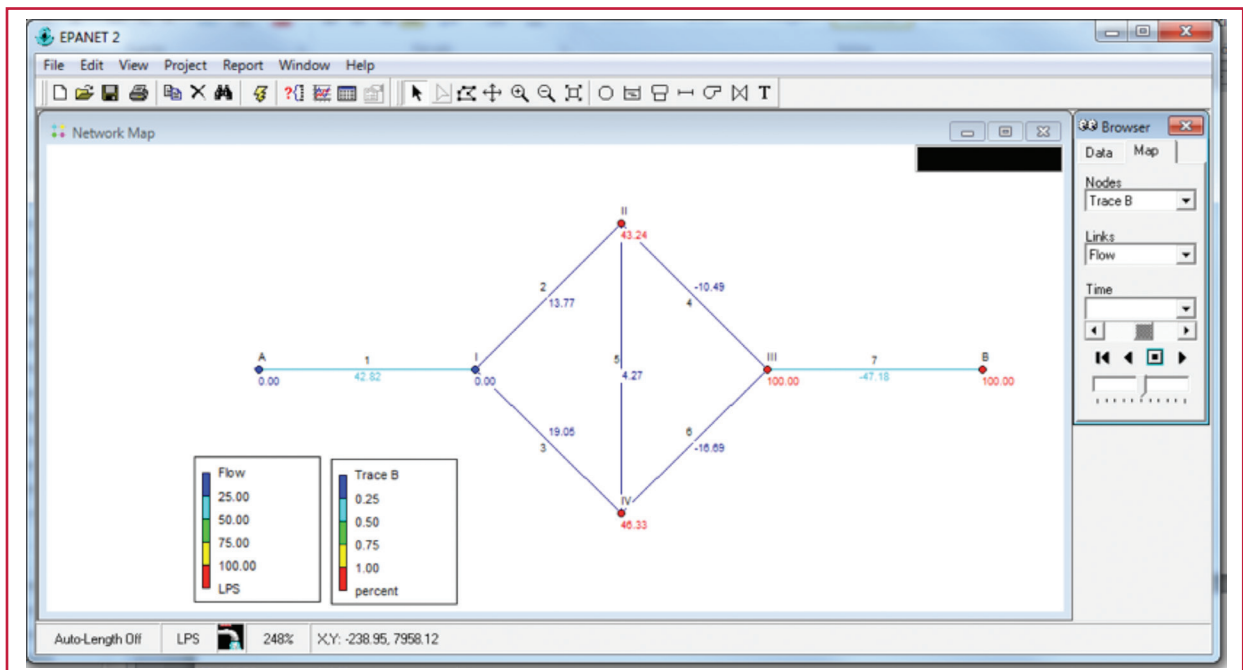


Ilustración 5.3 Contribución de la Fuente B



5.2.3.3. Análisis de un soluto conservativo

La determinación de la propagación de un soluto conservativo a lo largo de la red requiere la solución de la ecuación de conservación de la masa (Ecuación 5.1), de la misma manera como se resuelve el análisis de la contribución de una fuente. Las ecuaciones de análisis de las fuentes (Ecuación 5.3) se pueden generalizar para determinar la distribución de los componentes conservativos. La matriz de distribución del flujo Ψ sigue siendo la misma, ya que la distribución del flujo se ve afectado únicamente por la concentración del soluto. Sin embargo, el lado derecho es más general debido a que puede inyectarse en cualquier lugar del sistema, no sólo en una fuente. El nuevo conjunto de ecuaciones se muestra en la ecuación 5.6.

$$\Psi C = \Gamma \quad \text{Ecuación 5.6}$$

donde Ψ es la matriz de contribución de flujo (Ecuación 5.4 y Ecuación 5.5). C es el vector de concentraciones desconocidas en los nodos y es

la cantidad de masa de soluto conocida que ingresa en las fuentes o en los nodos de inyección.

Para permitir la inyección en cualquier lugar:

$$\Gamma_i = \begin{cases} C_s Q_s + C_i^{Ent} q_i^{Ent} & \text{Si el nodo } i \text{ está conectado a una fuente} \\ C_i^{Ent} q_i^{Ent} & \text{De otra manera} \end{cases}$$

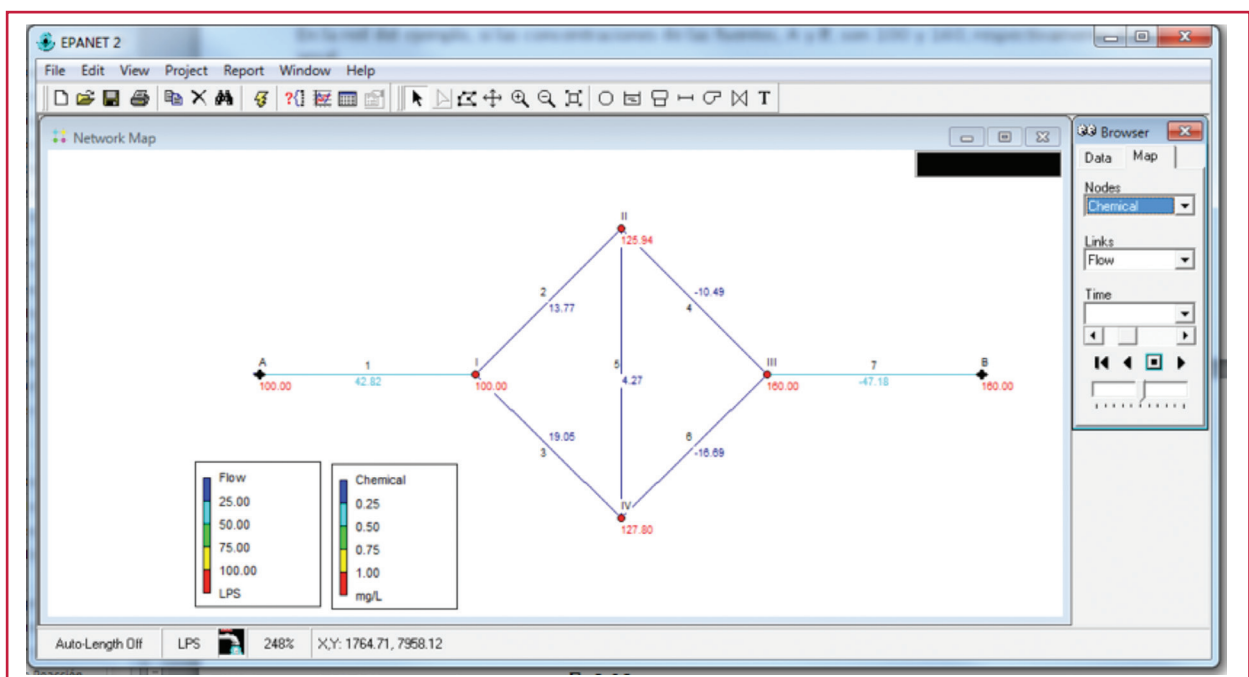
Ecuación 5.7

donde C es la concentración de soluto en el nodo fuente s .

El lado derecho de la Ecuación 5.6 es la cantidad de soluto suministrado al sistema. La contribución de flujo determina la forma en que el flujo se distribuye en la red. El vector de concentración, en el tiempo T , para la distribución de flujo (el lado izquierdo de la Ecuación 5.6) es igual a la masa total de soluto proporcionada a los nodos.

En la red del ejemplo, las concentraciones de las fuentes A y B son 100 y 160, respectivamente. Los resultados de la simulación (Ecuación 5.6) se presentan en la Ilustración 5.4.

Ilustración 5.4 Resultado de la simulación para un soluto conservativo



El resultado muestra que la concentración en el nodo i , C_i es la suma de las contribuciones volumétricas I_i^s por la concentración a la entrada C_s . Si el soluto se inyectó en otros nodos, la distribución de masas solo puede ser determinada por la solución de la Ecuación 5.6.

5.2.3.4. Edad media de agua (reacción de crecimiento de orden cero)

Una formulación adecuada de los términos matriciales para una sustancia no conservativa es algo más compleja que para los elementos conservativos. Se debe tomar en cuenta que en la Ecuación 5.1, C_l es la concentración de flujo que sale del nodo i en el tubo l , que los solutos considerados en las tres secciones anteriores eran conservativos y que la concentración de entrada en la tubería y la concentración de salida eran la misma. Esta condición no es el caso para una sustancia no conservativa y las transformaciones a lo largo de la tubería deben ser incluidas para determinar la concentración a la entrada y salida de los nodos y tuberías. El segundo término del lado derecho de la Ecuación 5.1 se ha modificado para tener en cuenta estos cambios.

La edad del agua es lo más fácil de analizar para elementos no conservativos, ya que para definir la edad del agua se sigue un modelo de crecimiento de orden cero utilizando θ en vez de C . Para una tubería l , la edad del agua que ingresa desde su nodo inicial m es θ_m (por la ecuación de transporte advectivo con $r(\theta)=1$). Así, el agua

en la tubería tiene una edad τ_l/V_l a medida que avanza desde la entrada hacia el nodo de salida, donde τ_l es el tiempo de recorrido del flujo en la tubería l .

La edad del agua del flujo a la salida de la tubería es entonces $\theta_m + \tau_l$

Boulos y Altman muestran que el vector de edad promedio del agua θ , teniendo en cuenta todas las fuentes, se puede calcular de una manera similar a los solutos conservativos:

$$\Psi\theta = \Omega \quad \text{Ecuación 5.8}$$

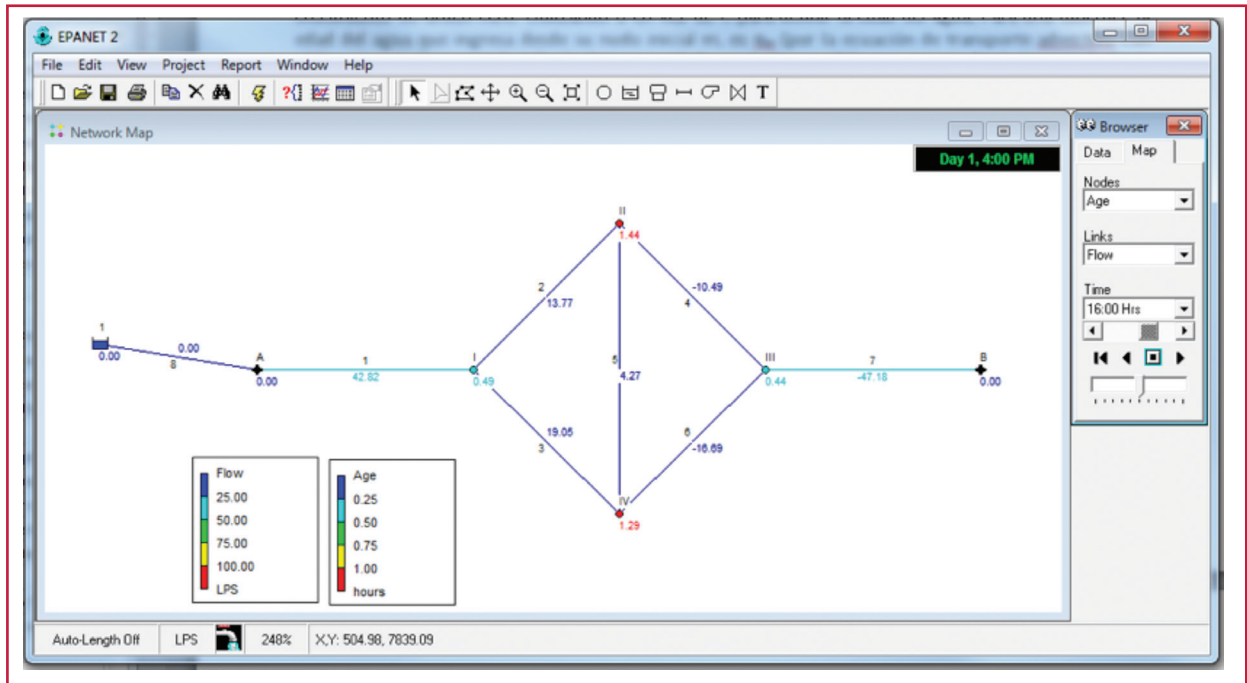
donde θ es el vector de edad promedio del agua, desconocida. Ψ es la matriz de contribución de flujo (Ecuación 5.4 y Ecuación 5.5). En el lado derecho de la Ecuación 5.8, Ω es el vector de edad del agua en relación con el flujo y se calcula con:

$$\Omega_i = q_i^{Ent} \theta_i^{Ent} + \sum_{l \in J_{Ent,i}} Q_l \tau_l \quad \text{Ecuación 5.9}$$

El primer término es un flujo de entrada general y podría ser utilizado para representar el flujo de una fuente i ($Q_{s,i}$), con la edad del agua de la fuente θ^s .

Suponiendo que en el problema, la edad del agua es cero ($\theta^s = 0$) y que se usan los tiempos de viaje de la Tabla 5.1, la solución se presenta en la Ilustración 5.5.

Ilustración 5.5 Edad del agua para la red de ejemplo



5.2.3.5. Solutos no conservativos (reacción de primer orden)

$$C_i \left(\sum_{l \in J_{Sal,i}} Q_l + q_i^{Sal} \right) - \sum_{l \in J_{Inl,i}} C_m e^{k\tau_l} Q_l = C_i^{ent} q_i^{ent}$$

Ecuación 5.10

El cambio en la concentración de un componente que sigue una reacción de orden cero es un término de tiempo aditivo.

Para tener en cuenta el cambio de concentración de un componente que sigue una reacción de primer orden, la Ecuación 5.1 no es muy diferente, ya que el cambio es un factor multiplicativo de la concentración.

Para el decaimiento de primer orden ($r(C)=kC$), la concentración de salida de una tubería con tiempo de viaje τ_l es:

$$C_l|_{x=L} = C_l|_{x=0} e^{k\tau_l}$$

Este término (con $k < 0$) puede ser sustituido en la Ecuación 5.1 para incluir el decaimiento durante el transporte como:

donde C_m es la concentración a la salida del nodo m en el extremo superior del tubo $l(C_l|_{x=0})$. La diferencia entre la Ecuación 5.1 y la Ecuación 5.10 es el término de decaimiento exponencial, $e^{k\tau_l}$ donde k y τ_l son conocidos. Este término, sin embargo, se puede calcular ya que se multiplica por la concentración aguas arriba en lugar de ser un término aditivo. Como la edad del agua adicional, se requiere la generalización de la matriz de contribución de flujo de Ψ y la función de fuerza para Γ' . Un nuevo sistema de ecuaciones $\Psi'C = \Gamma'$ se puede entonces resolver para las concentraciones desconocidas C .

Al igual que en Ψ , los términos diagonales Ψ' son el flujo total de salida de un nodo dado por la Ecuación 5.4 (la constante en el primer término de lado izquierdo). Los elementos encima de

la diagonal son cero. Las condiciones por debajo de la diagonal, como se ve en la Ecuación 5.10, deberán incluir el término de decadencia:

$$\Psi'_{m,i} = -e^{k\tau_l} Q_l \quad \text{Ecuación 5.11}$$

Donde el tubo l conecta los nodos m e i . Para una sustancia conservativa, k es igual a 0 y Ψ' es equivalente a Ψ (Ecuación 5.5).

El lado derecho Γ' también se modifica para los nodos conectados a los nodos fuente por una tubería y queda así:

$$\Gamma'_i = \begin{cases} C_s e^{k\tau_s} Q_s + C_i^{Ent} q_i^{Ent} & \text{Si el nodo } i \text{ esta conectado a la fuente} \\ C_i^{Ent} q_i^{Ent} & \text{Para otra condición} \end{cases}$$

Ecuación 5.12

donde C_s es la concentración de la fuente y τ_s es el tiempo de viaje en el tubo que conecta el nodo fuente al nodo i .

Esta forma es también una generalización del vector Γ . Para sustancias conservativas ($k = 0$) estas ecuaciones son idénticas a la Ecuación 5.7.

Para la red ejemplo, considerando un componente que sigue una reacción de primer orden con $k = -0.5/h$ para todas las tuberías y C_A y $C_B = 1$, las concentraciones resultan como se muestra en la Ilustración 5.6.

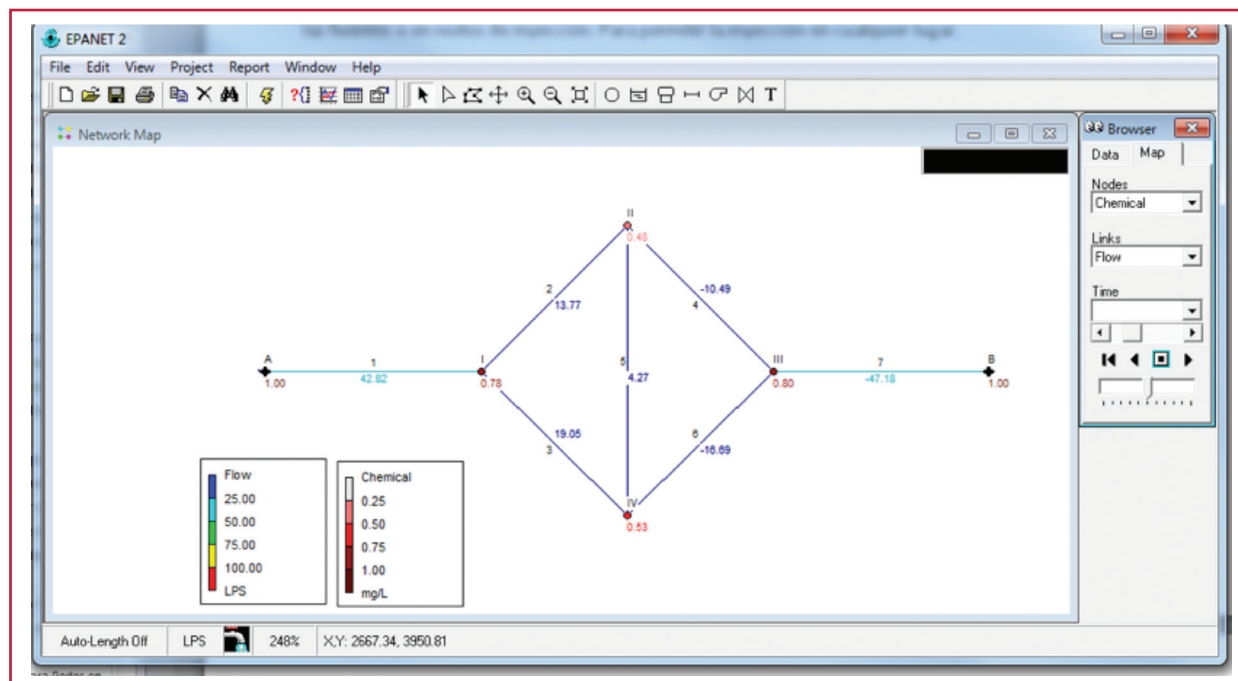
Para una reacción de crecimiento saturado de primer orden, modificaciones similares a Ψ y Γ son necesarias para satisfacer la ecuación:

$$C_{Sal,i} (\sum_{l \in J_{Sal,i}} Q_l + q_i^{Sal}) - \sum_{l \in J_{Sent,i}} (C^* - (C^* - C_m) e^{k\tau_l}) Q_l = C_i^{ent} q_i^{ent}$$

Ecuación 5.13

considerando el crecimiento de la sustancia está considerada en el segundo término de la izquierda

Ilustración 5.6 Análisis de un decaimiento de primer orden



da. Los términos de entrada de flujo en tubería (segundo término de la izquierda) se pueden separar en componentes conocidos y desconocidos, como:

$$\sum_{l \in J_{Ent,i}} (C^* + (C^* - C_m) e^{kt_l}) Q_l = \sum_{l \in J_{Ent,i}} (C^* Q_l - (C^* e^{kt_l}) Q_l) - \sum_{l \in J_{Ent,i}} (C_m e^{kt_l}) Q_l$$

Ecuación 5.14

donde el primer término es conocido, mientras que el último término contiene una concentración desconocida C_m . Sustituyendo la Ecuación 5.14 en la Ecuación 5.13:

$$C_{Sal,i} \left(\sum_{l \in J_{Sal,i}} Q_l + q_i^{Sal} \right) - \sum_{l \in J_{Ent,i}} (Q_l e^{kt_l}) Q_l = C_i^{ent} q_i^{ent} + \sum_{l \in J_{Ent,i}} (C^* - C e^{kt_l}) Q_l$$

Ecuación 5.15

La Ecuación 5.15 se puede escribir en forma matricial como $\Psi' C = \Gamma''$. La Ψ' de la matriz es idéntica a la del modelo de decaimiento de

primer orden. La función de fuerza es diferente, pero es otra generalización para un tubo conectado a un nodo fuente y otros nodos:

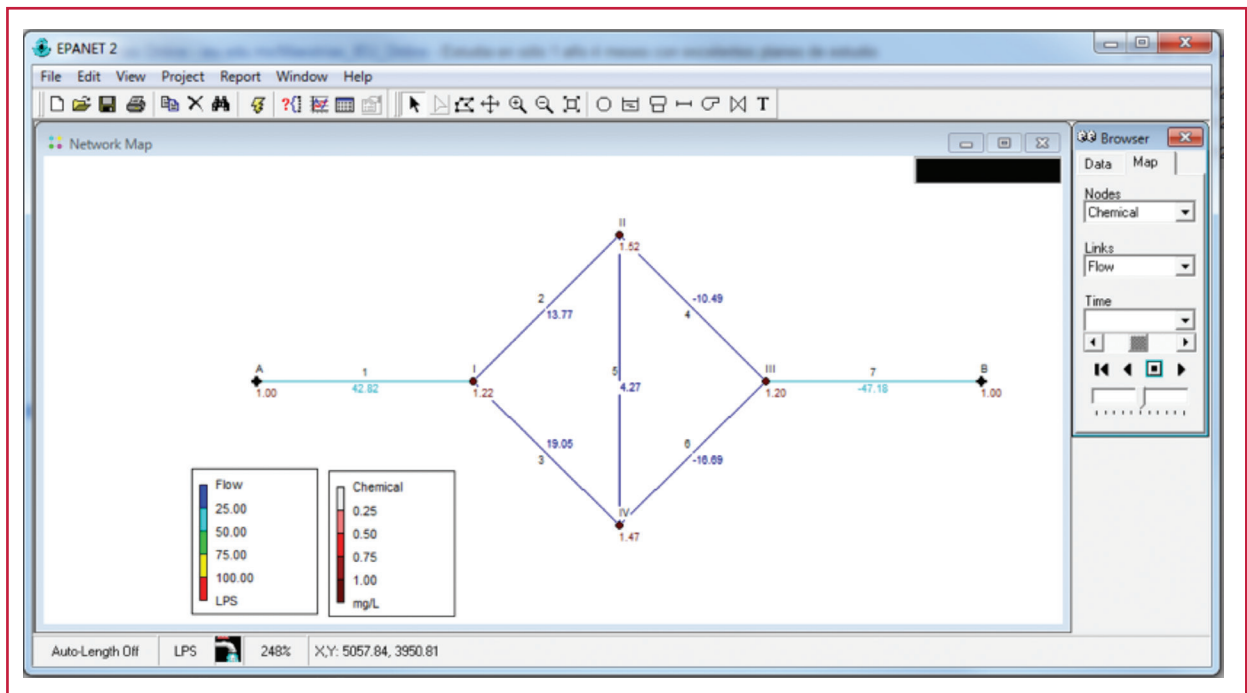
$$\Gamma''_i = C_i^{ent} q_i^{ent} + \sum_{l \in J_{Ent,i}} C^* (1 - e^{kt_l}) Q_l + (C^* - (C^* - C_s) e^{kt_l}) Q_s$$

Ecuación 5.16

donde el último término es la contribución al nodo i de la fuente s después del incremento en la tubería de conexión. Este término no aparecerá si el nodo i no está conectado a una fuente. La Ecuación 5.15 y la Ecuación 5.16 son generalizaciones para sustancias conservativas y con decaimiento de primer orden, con C^* o k igual a 0.

Para el sistema ejemplo, con $k = 0.5/h$, $C_A = C_B = 1$ y $C^* = 2$, resolviendo el conjunto de ecuaciones para el vector de la concentración en los nodos, C resulta de acuerdo con la Ilustración 5.7.

Ilustración 5.7 Resultados para una reacción de crecimiento saturado de primer orden



5.2.3.6. Solutos no conservativos (reacción de segundo orden)

Para una tubería, las concentraciones de salida de solutos que siguen una reacción de segundo orden se representan por:

$$C_{Sal,i} = C_m \left(\frac{1}{1 - k C_m \tau_i} \right) = C_m k_i$$

Ecuación 5.17

donde k_i es igual a la fracción en el paréntesis. Bajo condiciones de estado permanente, es conocida para todas las tuberías. Utilizando el enfoque de grafo dirigido, las concentraciones aguas arriba (C_m) también son conocidas. Sin embargo, como C_m aparece en una forma no lineal en la Ecuación 5.17, no se puede formular un conjunto de ecuaciones lineales como se ha presentado hasta ahora, mas sí se puede aplicar el enfoque general.

Escribiendo las ecuaciones de equilibrio nodal, en secuencia derivada, de acuerdo con el grafo dirigido, se genera una matriz triangular inferior. Resolver las ecuaciones en esta secuencia garantiza el cálculo de la concentración de cualquier nodo C_m . Por tanto, aunque la reacción durante el tránsito en la tubería (Ecuación 5.17) es no lineal, se puede calcular la concentración de entrada en el nodo aguas abajo. Una extensión de la Ecuación 5.1 para una reacción de segundo orden, para un nodo i en general, es de la forma:

$$C_i \left(q_i^{Sal} + \sum_{l \in J_{Sal,i}} Q_l \right) - \sum_{l \in J_{Sal,i}} C_m K_l Q_l = C_i^{Ent} q_i^{Ent}$$

Ecuación 5.18

Para la red de ejemplo resulta la matriz de la Ecuación 5.19.

$$\begin{array}{rcl}
 C_I(Q_2 + Q_3 + q_1) & = & C_A K_1 Q_1 \quad (1) \\
 C_{III}(Q_4 + Q_6 + q_{III}) & = & C_B K_7 Q_7 \quad (2) \\
 -C_I K_2 Q_2 \quad -C_{III} K_4 Q_4 \quad C_{II}(Q_5 + q_{II}) & = & 0 \quad (3) \\
 -C_I K_3 Q_3 \quad -C_{III} K_6 Q_6 \quad -C_{II} K_5 Q_5 \quad C_{IV}(q_{IV}) & = & 0 \quad (4)
 \end{array}$$

Ecuación 5.19

Este conjunto de ecuaciones se puede resolver en secuencia para las concentraciones C desconocidas. Las ecuaciones 1 y 2 se resuelven para C_I y C_{III} , respectivamente. Teniendo en cuenta los valores de C_I , C_{III} , K_2 y K_4 , se puede evaluar C_{II} con la Ecuación 5.3. Con estos valores aplicados en la Ecuación 5.4, se puede obtener C_{IV} . Con base en el grafo dirigido, se plantea un conjunto de ecuaciones de forma secuencial que puede ser resuelto para cualquier red.

Suponiendo K para todas las tuberías igual a 0.5/h y el uso de los datos de tuberías definidos para el ejemplo, la concentración nodal puede ser determinada resolviendo la Ecuación 5.19 (Ilustración 5.8).

Dos puntos importantes se transmiten en este ejemplo. En primer lugar, aunque un sistema de ecuaciones lineales no puede ser explícitamente escrito para una reacción de segundo orden, el enfoque general es presentar un conjunto de ecuaciones lineales que pueden ser resueltas para las concentraciones deseadas. Esta formulación se puede extender a las reacciones de orden superior, si se desea.

En segundo lugar, el vector resultante de la concentración para una reacción de segundo orden es el siguiente:

$$C = [0.80, 0.81, 0.57, 0.61]^T$$

Aunque la reacción es de orden superior, estos valores son menores que para las concentraciones de la reacción de primer orden, con el mismo coeficiente de decaimiento:

$$C_{1erorden} = [0.7827, 0.8025, 0.4877, 0.5363]^T$$

Este resultado, no previsto, se debe a que las concentraciones de entrada son muy bajas. Por lo tanto, estas concentraciones se encuentran en la región final de la función de la Ilustración 4.9, en lugar de estar en la región en la que la reacción de segundo orden hace reaccionar con mayor rapidez la descomposición.

Si las concentraciones iniciales de A y B son iguales a 10, los vectores de concentración para una reacción de segundo y de primer orden (con $k = 0.5/h$) serían los siguientes:

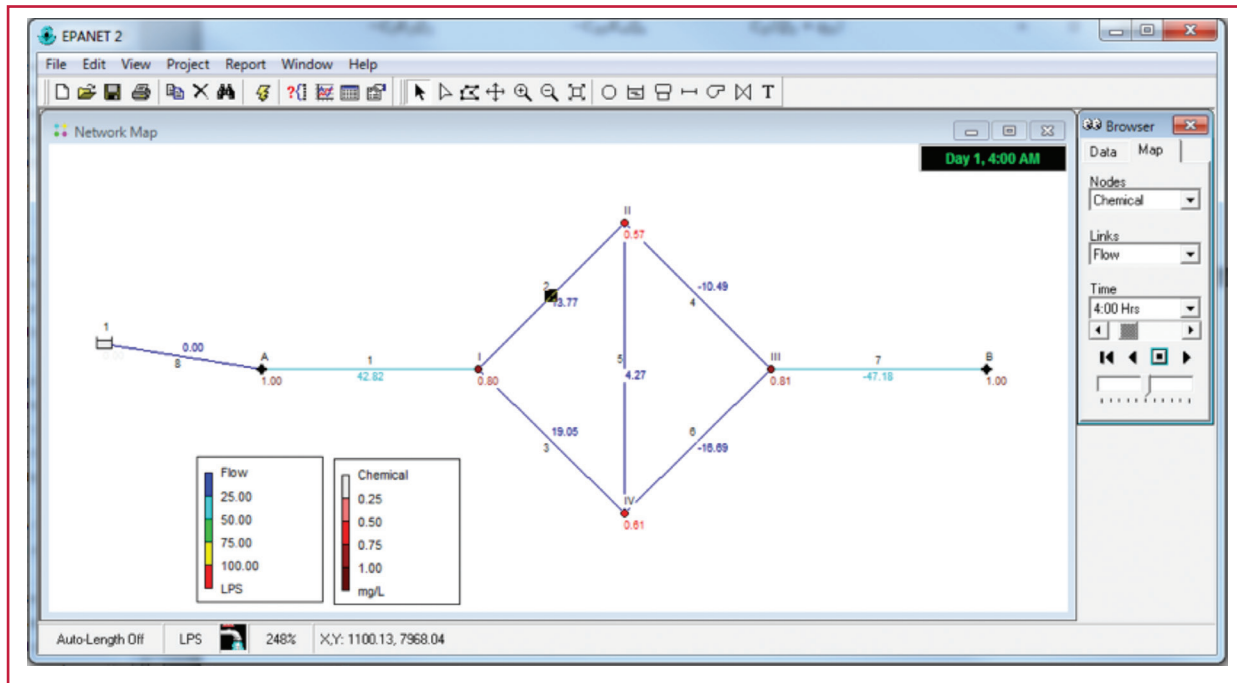
$$C_{2doorden} = [2.90, 3.13, 1.23, 1.42]^T$$

y

$$C_{1erorden} = [7.83, 8.03, 4.88, 5.36]^T$$

Puesto que la concentración inicial es mucho mayor, las concentraciones de segundo orden disminuyen dramáticamente y sus concentraciones en estado permanente son muy inferiores a las resultantes en la reacción de primer orden.

Ilustración 5.8 Resultados para una reacción de segundo orden



6

SIMULACIÓN DINÁMICA DE CALIDAD DEL AGUA

6.1. ANTECEDENTES

La modelación de calidad del agua en estado permanente es útil para comprender, desde una perspectiva global, cómo son las reacciones dentro de un sistema. Sin embargo, una red de distribución de agua rara vez alcanza un estado de equilibrio y la calidad del agua puede tener un impacto significativo en las variaciones de la demanda diaria. La simulación dinámica es una herramienta de modelación más precisa de las variaciones de la calidad del agua y de las condiciones de riesgo que pueden presentarse en una red de distribución.

Como se señaló anteriormente, las ecuaciones de mezcla en un nodo y el transporte advectivo en tuberías describen las condiciones de calidad del agua en la red. Estas ecuaciones se pueden resolver analíticamente para algunos sistemas simples. Sin embargo, para una red de tuberías se deben aplicar métodos numéricos.

Como se describe en el capítulo 4, el transporte advectivo rige el transporte a lo largo de la tubería en el flujo turbulento. Cuando ocurren condiciones de flujo laminar, la difusión molecular y la dispersión pueden ser más importan-

tes. Aunque recientemente se han presentado modelos para estos procesos, los programas más comerciales no tienen en cuenta la difusión que puede ser importante en extremos de tuberías o regiones cerca del final de una red. Además del transporte longitudinal, el transporte radial (a través de una tubería) puede impactar en el deterioro de la pared.

El transporte advectivo en un modelo dinámico de calidad del agua utiliza enfoques de Euler y Lagrange. El enfoque euleriano considera redes, o celdas fijas, donde el agua se mueve por toda la red o a través de las celdas para representar el movimiento de un soluto en una tubería. Las reacciones químicas se incluyen durante el transporte. Para un enfoque de Lagrange se da seguimiento a los cambios de la calidad del agua de un segmento discreto, que se mueve a lo largo de tramos conocidos como frentes. Los frentes se actualizan en un intervalo de tiempo fijo o cuando un frente llega a un nodo. Cada método se describe en este capítulo y se ilustra con ejemplos numéricos. Rossman y Boulos (1996) compararon estos métodos y sus conclusiones con respecto al tiempo de cálculo, la precisión y los requisitos de memoria de la computadora. Además, se han desarrollado métodos basados en determinar el origen de los impactos

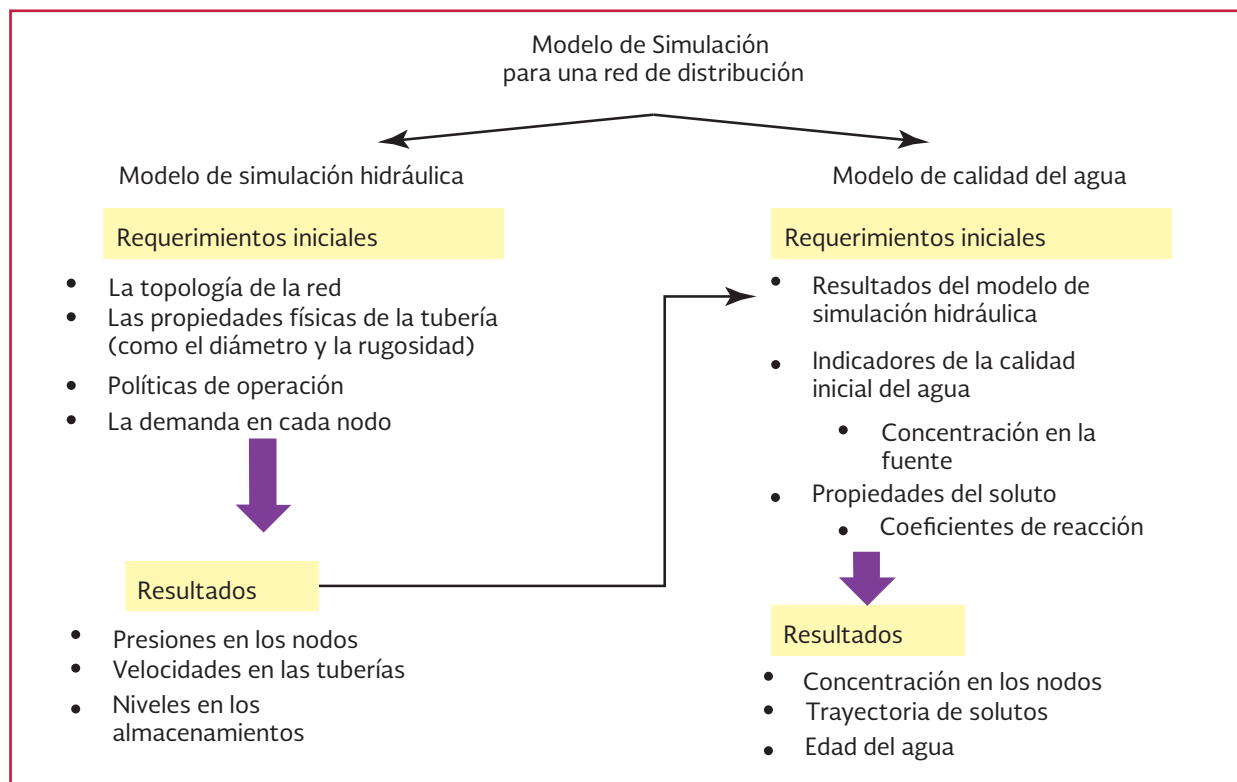
en puntos aguas abajo. Por último, se presentan las ecuaciones y los sistemas de solución para el modelo de advección-difusión.

En este libro se presentan modelos de transporte por advección que se limitan a un único soluto (porque son los que se encuentran disponibles en el mercado). Sin embargo, Munavalli y Kumar (2004) extendieron este enfoque a múltiples especies mediante métodos de Lagrange y Euler. Como se discutió en el apartado 4.1.4, en el modelado de múltiples especies se requiere resolver un conjunto de ecuaciones en derivadas parciales a intervalos discretos. Por lo tanto, se debe utilizar los métodos para tiempo de recorrido considerando múltiples especies, para calcular el movimiento del agua y las reacciones a los mismos intervalos.

6.2. REQUERIMIENTOS DE ENTRADA PARA MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

El transporte de calidad del agua está ligado directamente a la distribución del flujo. La concentración de las sustancias presentes en el fluido se ven afectadas por los parámetros hidráulicos. Como se muestra en la Ilustración 6.1, para realizar un análisis dinámico de la calidad del agua, se requiere un modelo hidráulico, en el que un periodo extendido de simulación se ha completado. El flujo resultante, en los tubos y en los tanques, se proporciona al modelo de calidad del agua. El intervalo de tiempo del modelo hidráulico normalmente se maneja en horas, mientras que en el modelo de calidad del agua el intervalo

Ilustración 6.1 Relación entre el análisis hidráulico y de calidad del agua



de tiempo suele manejarse en minutos y se relaciona con la velocidad y la longitud de los tubos. Los requisitos de entrada para un análisis de la calidad del agua, además de los necesarios para un análisis hidráulico, son:

- Parámetro de calidad del agua a modelar (componente químico, la edad del agua, la contribución de una fuente)
- Orden de la ecuación de reacción y los parámetros asociados a las reacciones en el seno del fluido y la pared de las tuberías
- Intervalo de tiempo para la simulación
- Tolerancia para los resultados de calidad del agua
- La calidad inicial del agua (en nodos o tuberías, según el modelo)
- La fuente o tipo de inyector, la tasa de inyección y el patrón de tiempo
- Reacciones en los tanques
- Modelo para los tanques (CSTR, FIFO, LIFO, varios compartimentos)
- Calidad inicial del agua en los depósitos

La mayor parte de estos parámetros se han discutido en las secciones anteriores. Las concentraciones iniciales son necesarias para comenzar el proceso de análisis. Una suposición común es establecer una calidad de agua en una tubería igual a la calidad del nodo aguas arriba. Dependiendo del sistema, el agua que estaba dentro del sistema en el inicio de la simulación puede permanecer en la red durante largos periodos de tiempo. Por lo tanto, la definición de la calidad inicial puede ser fundamental en la obtención de resultados realistas.

Los tanques pueden tener un impacto significativo en la calidad del agua debido al tiempo de residencia y la mezcla dentro del tanque. De-

pendiendo de la representación utilizada para un tanque, puede requerir uno o más valores de calidad inicial.

6.3. MÉTODO EULERIANO DE DIFERENCIAS FINITAS (FDM)

El método de diferencias finitas aproxima la ecuación diferencial parcial (EDP) de transporte de solutos por medio de derivaciones numéricas en puntos fijos. Suponiendo que el transporte en una red de tuberías es causado solo por advección, los métodos explícitos se pueden aplicar para aproximar y resolver la EDP.

Los métodos de solución explícita, como el esquema de dos pasos de Lax-Wendroff, que fue utilizado por Chaudhry e Islam (1994) para el modelado de redes de tuberías, utilizan la información del lapso de tiempo anterior para determinar las concentraciones de las sustancias en el lapso próximo de tiempo para una ubicación dada.

Así, el esquema de solución solo requiere evaluar un conjunto de ecuaciones algebraicas bajo algunas condiciones límite en el tiempo y del incremento espacial.

Para calcular la concentración $C_x^{t+\Delta t}$ en el tiempo $(t+\Delta t)$ y en la ubicación x , el esquema de Lax-Wendroff considera un paso intermedio en el tiempo $(t+\Delta t/2)$ como se muestra en la Ilustración 6.2. Para calcular la concentración en el punto intermedio $(x+\Delta x/2)$ (triángulo inferior izquierdo), la ecuación de transporte (Ecuación 4.4) se aproxima por:

$$\frac{\delta C}{\delta t} + V \frac{\delta C}{\delta x} = r(C)$$

$$r(C_x^t) = \frac{\left(C_{x-\frac{\Delta x}{2}}^{t+\frac{\Delta t}{2}} - C_{x-\Delta x}^t\right) + \left(C_{x-\frac{\Delta x}{2}}^{t+\frac{\Delta t}{2}} - C_{x-\Delta x}^t\right)}{2 \cdot 2\Delta t} + V \frac{(C_x^t - C_{x-\Delta x}^t)}{2\Delta x}$$

Podemos resolver esta ecuación para $C_{x-\Delta x/2}^{t+\Delta t/2}$ desconocido como:

$$C_{x-\Delta x/2}^{t+\Delta t/2} = \frac{C_x^t + C_{x-\Delta x}^t}{2} - V \frac{\Delta t (C_x^t - C_{x-\Delta x}^t)}{2\Delta x} = r(C_x^t)$$

Ecuación 6.1

Del mismo modo, $C_{x+\Delta x/2}^{t+\Delta t/2}$ se determina mediante el ajuste de la Ecuación 6.1, de x a $(x + \Delta x)$ desde el tiempo t a $(t+\Delta t/2)$ (el triángulo inferior derecho). Finalmente, el triángulo superior de la Ilustración 6.2 se aproxima por medio de la Ecuación 6.1 desde $(x-\Delta x/2)$ a $(x+\Delta x/2)$ para el intervalo de tiempo $(t+\Delta x/2)$ a $(t+\Delta x/t)$. Los valores intermedios para $C_{x+\Delta x/2}^{t+\Delta t/2}$ y $C_{x-\Delta x/2}^{t+\Delta t/2}$ se sustituyen y $C_x^{t+\Delta t}$ desconocido, se puede determinar como:

$$C_x^{t+\Delta t} = 0.5\alpha(1 + \alpha)C_{x+\Delta x}^t + (1 - \alpha^2)C_x^t - 0.5\alpha(1 - \alpha)C_{x-\Delta x}^t + r(C_x^t)\Delta t$$

Ecuación 6.2

donde:

$$\alpha = V \frac{\Delta t}{\Delta x}$$

Esta ecuación algebraica se puede escribir para todos los puntos x en todas las tuberías. El esquema de Lax-Wendroff presenta buena precisión en segundo orden y es estable para $0 < \alpha \leq 1$ (la llamada condición de Courant). Para minimizar la dispersión numérica, debe mantenerse igual a uno, para que:

$$C_x^{t+\Delta t/2} = C_{x-\Delta x}^t + r(C_x^t)\Delta t$$

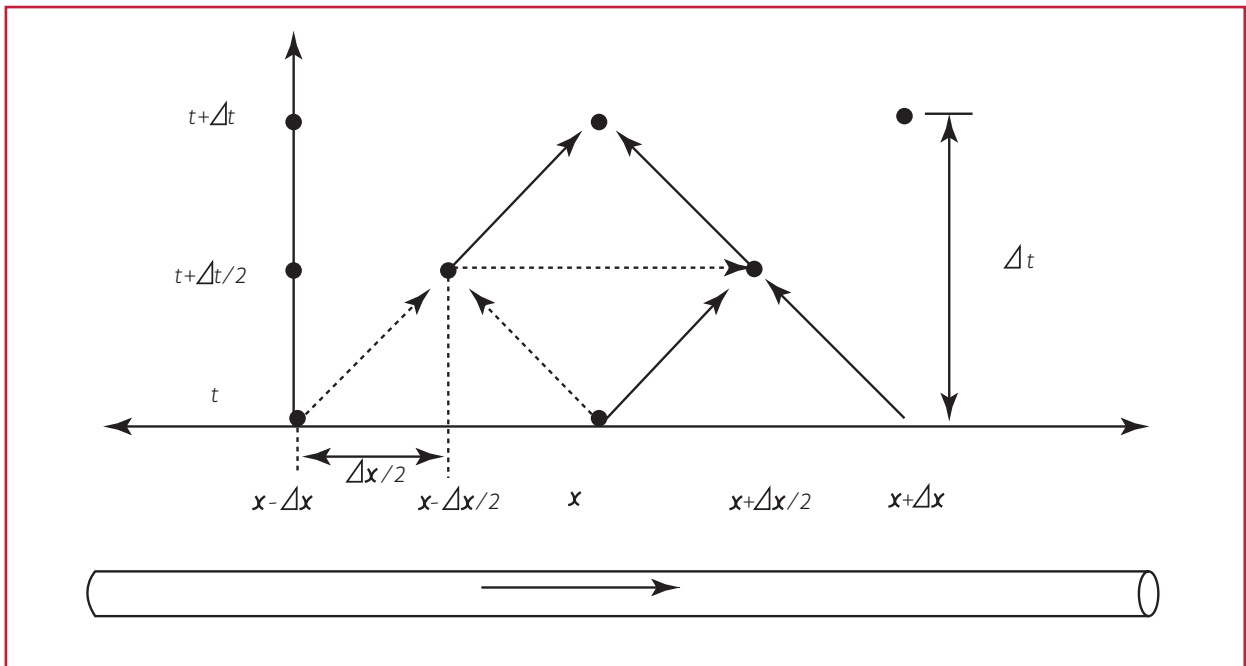
Esta relación implica que el transporte de la sustancia ha pasado desde un punto de la red (o celda) $x-\Delta x$ a x , en el intervalo de tiempo, Δt , y la concentración se reduce debido a una reacción en la masa del fluido. Sin embargo, no es posible mantener $\alpha = 1$ en todo momento, en todas las tuberías, por lo que se produce una dispersión numérica que afecta a la precisión del procedimiento numérico.

Para aplicar el método, se define un mallado para cada tubería espaciando los segmentos en N intervalos menores o iguales a $L/(V\Delta t)$. Las concentraciones en los nodos, en el tiempo t , se estiman por interpolación lineal entre las concentraciones de los puntos conocidos. La Ecuación 6.2 se resuelve para la concentración de un soluto en los puntos de la red para el próximo paso del tiempo s , hasta que se alcanza el final del intervalo de tiempo hidráulico. Cuando las condiciones hidráulicas cambian, se desarrolla la red con nuevas velocidades y con las concentraciones, en los nodos, calculadas en el intervalo anterior. La calidad del agua en los tanques también se actualizará con una aproximación numérica a la ecuación de balance de depósitos.

Como todos los métodos explícitos de diferencias finitas, la exactitud depende del intervalo de tiempo. Entonces, es poco probable que sea igual a uno para todas las tuberías y todos los tiempos, esto introduce una dispersión numérica, en particular, en zonas con cambios fuertes de concentración (frentes); la dispersión también se produce cuando en la red, con nuevas velocidades, las concentraciones son interpoladas.

En la Ilustración 6.2, un tubo se divide en segmentos de tubería con una longitud Δx . Si se conocen las concentraciones en el tiempo t , la

Ilustración 6.2 Diferencias finitas del espacio-tiempo de la red de tuberías



calidad del agua se calcula en el tubo para la posición x y el tiempo $(t+\Delta t)$, utilizando la información de los puntos $(x-\Delta x)$, (x) y $(x+\Delta x)$ en el tiempo t . El paso intermedio inferior en el tiempo $(t+\Delta t/2)$ y la ubicación $(x+\Delta x/2)$ se puede calcular con la información de la ubicación (x) y $(x-\Delta x)$ en el tiempo t (líneas discontinuas). Del mismo modo, el tiempo $(t+\Delta t/2)$ en la posición $(x+\Delta x/2)$ también se puede calcular. La concentración en el tiempo $(t+\Delta t)$ y en la ubicación x pueden ser evaluadas en la etapa media superior. Como se describe en el texto, las ecuaciones se escriben directamente para la concentración final.

Islam y Chaudhry (1998) aplicaron un esquema implícito de cuatro puntos de Priessman para el análisis de la calidad del agua, que reduce la dispersión numérica. El tamaño del intervalo de tiempo y espacio en los métodos implícitos no está limitado por la condición de Courant. Por tanto, la red no tiene que ser reformada para los cambios de la velocidad evitando así introdu-

cir difusión cuando cambian puntos de la red. Sin embargo, la difusión numérica sigue siendo una preocupación para todos los FDM, especialmente para el transporte advectivo puro (Holly, 1975), pero puede ser limitada manteniendo el número de Courant cercano a la unidad. Por otro lado, los esquemas implícitos tienen cálculos más intensos, ya que requieren la solución de un sistema de ecuaciones lineales en lugar de un conjunto de cálculos algebraicos.

6.4. MÉTODO DE VOLÚMENES DISCRETOS (DVM)

En lugar de transportar un componente entre los puntos de la red, el segundo método, Euleriano, divide un tubo en volúmenes o elementos de control de mezcla completa y modela el transporte entre los elementos. Cada elemento es esencialmente un reactor de flujo pistón. Grayman *et al.* (1988) presentaron por primera

vez el método de volúmenes discretos (DVM, por sus siglas en inglés) y después fue refinado y generalizado por Rossman *et al.* (1996). Aquí se describe el método mejorado de Rossman. En el DVM, como en el FDM, un tubo se divide en elementos utilizando:

$$N_l = \frac{L_l}{V_l \Delta t} = \frac{\tau_l}{\Delta t} \quad \text{Ecuación 6.3}$$

donde L_l y V_l son la longitud y la velocidad de flujo en la tubería l , respectivamente; τ_l es el tiempo de viaje del agua que pasa a través del tubo l , y Δt es la duración del intervalo de tiempo de calidad del agua. Al igual que en FDM, cuando los parámetros hidráulicos cambian (por ejemplo, cambia V), los elementos de la tubería debe ser redefinidos.

En cada intervalo de calidad del agua, cuatro operaciones se han completado, como se muestra en la Ilustración 6.3. En primer lugar, si el soluto es una sustancia reactiva, la masa constituyente de cada elemento (control de volumen) se reduce en función de:

$$\frac{\delta C}{\delta t} = \frac{(C_x^{t+\Delta t} - C_x^t)}{\Delta t} = r(C_x^t) \Rightarrow C_x^{t+\Delta t} = C_x^t + r(C_x^t) \Delta t \quad \text{Ecuación 6.4}$$

Después, para representar el transporte advectivo, toda la masa de un elemento líquido en el tubo l avanza al elemento siguiente, aguas abajo, por la ecuación de advección:

$$V = \frac{\delta C}{\delta t} = V_l \frac{C_{x+\Delta x}^{t+\Delta t} - C_x^{t+\Delta t}}{\Delta x} = 0 \Rightarrow C_{x+\Delta x}^{t+\Delta t} = C_x^{t+\Delta t}$$

$$\text{Ecuación 6.5}$$

En tercer lugar, si el elemento se encuentra en el extremo aguas abajo de una tubería, esta agua

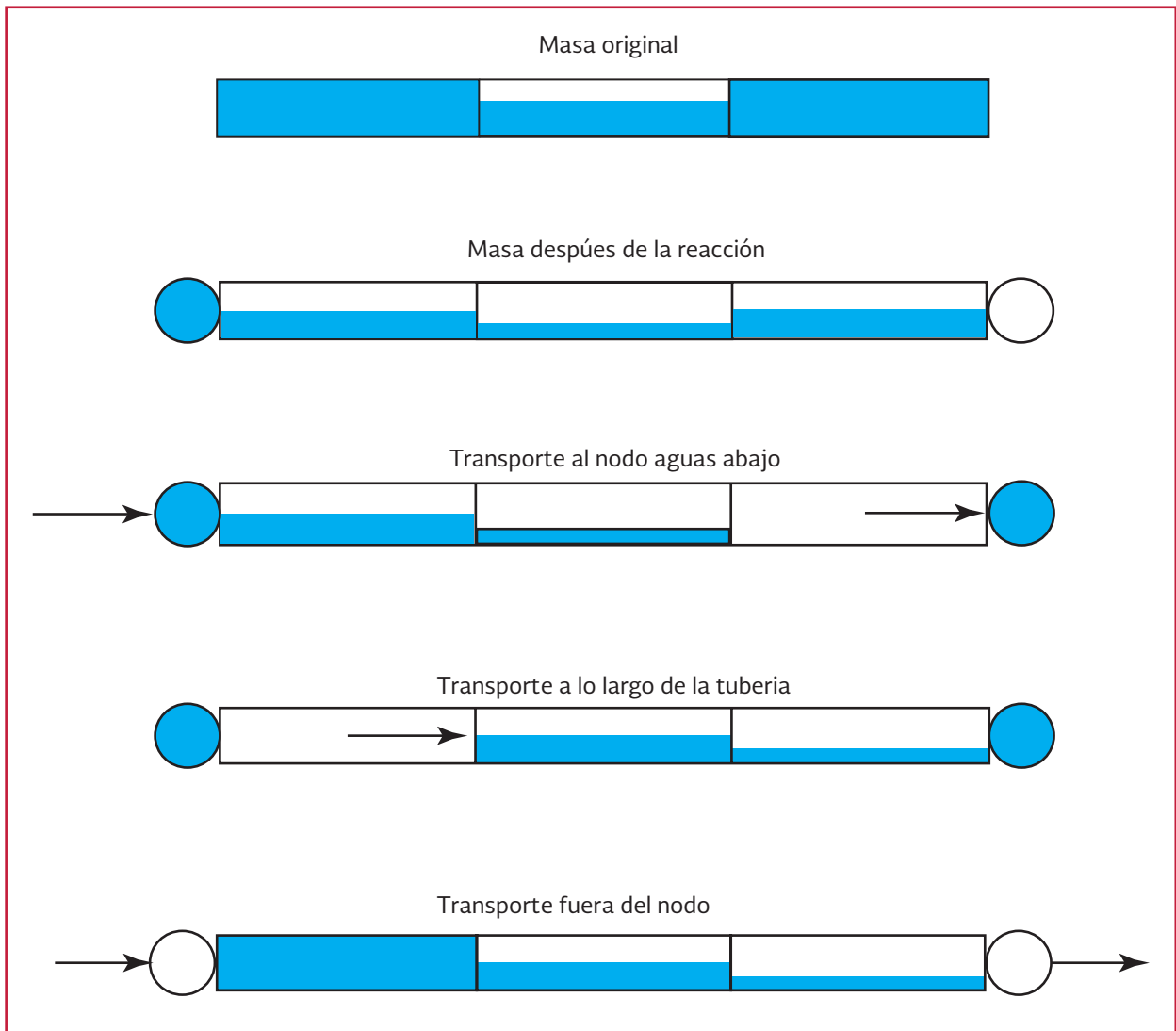
se mezcla con el flujo de otras tuberías que entran en el nodo. Finalmente, el flujo de un nodo avanza a los elementos de la tubería conectada aguas abajo.

Estas operaciones se repiten hasta que cambie la distribución del flujo o que se alcance el final de la simulación. Después de un cambio en el patrón de flujo, los elementos de una tubería se redefinen y cuando el algoritmo de calidad del agua se haya completado, se iniciará con la condición hidráulica siguiente. La precisión del DVM depende del intervalo de tiempo de calidad del agua y de las condiciones de flujo.

La segmentación de una tubería puede causar la dispersión numérica, ya que el número de elementos en una tubería debe ser igual a un entero. Sin embargo, el valor de N , a partir de la Ecuación 6.3, puede no arrojar siempre resultados enteros puesto que la velocidad y el intervalo de tiempo son valores fijos. En ese caso, se utilizará el inmediato entero menor que N , por ejemplo \underline{N}_l . La distancia efectiva (L_{eff}) que el flujo debe viajar a lo largo de la tubería discretizada es siempre menor que la longitud real de la tubería, debido a que $L_{eff} = \underline{N}_l V \Delta t$. Por tanto, el flujo se moverá más rápido a lo largo de todas las tuberías en el modelo de calidad del agua, que en las tuberías de la red real.

Además, cuando cambien las condiciones hidráulicas, L_{eff} y el número de elementos en una tubería pueden ser alterados como resultado de la mezcla numérica. Con un cambio de velocidad, la distribución de solutos se transfiere entre los elementos, como se muestra en la Ilustración 6.4 (a) y (b). Rossman *et al.* (1993) discutieron la transferencia de masa, mientras que EPANET (v. 1.1e, 1993) utiliza una ponderación de la concentración. Si L_{eff} no es el mismo para ambas

Ilustración 6.3 Pasos de cálculo del método de volumen discreto (Rossman y Boulos, 1996)

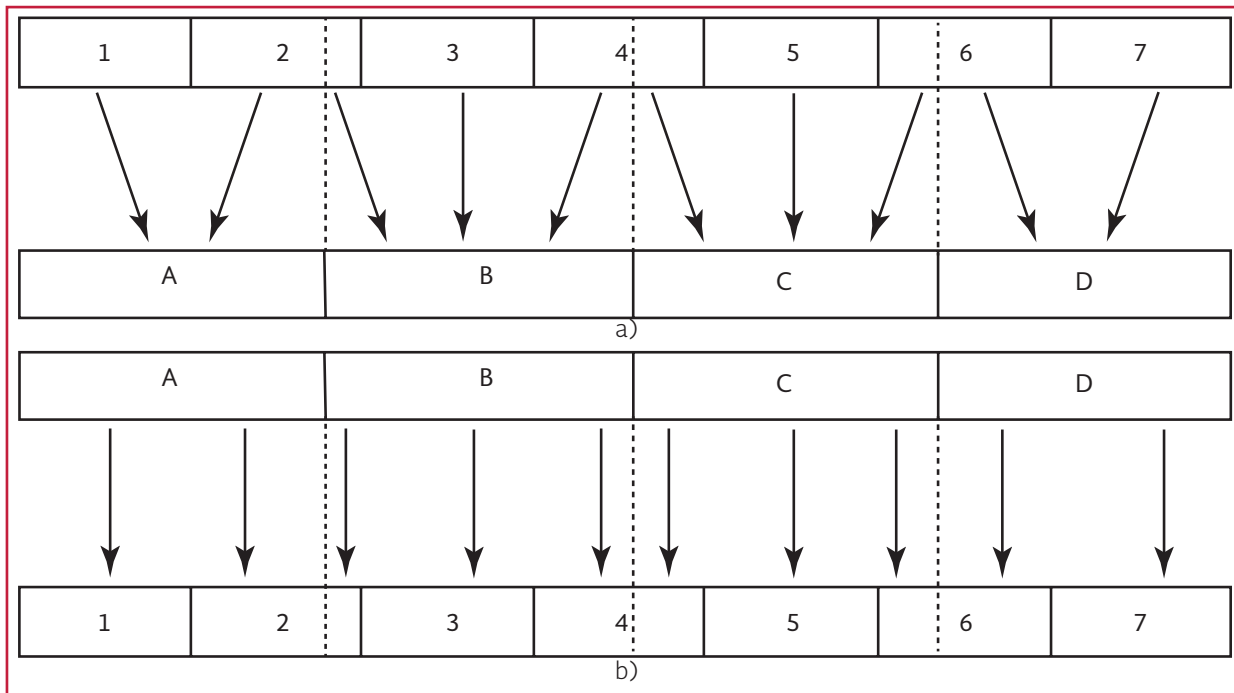


condiciones hidráulicas, la masa de los solutos o las concentraciones pueden mantenerse constantes entre los periodos, pero no pueden ser constantes al mismo tiempo para una condición general. Por ejemplo, cuando L_{eff} es más largo en el intervalo siguiente y las concentraciones son transferidas, las concentraciones resultantes son equilibradas, pero la masa es mayor ya que la tubería es más larga.

En la Ilustración 6.4(a), reduciendo el número de elementos de la tubería, el tubo superior, con los elementos indicados por números, repre-

senta la tubería en el período 1, mientras que el tubo inferior muestra los cambios en el período 2. Con velocidades más altas, el número de elementos de tubería es 7, durante el período 1, y de 4 durante el período 2. La masa constituyente se transfiere a los nuevos elementos con un promedio ponderado. El elemento A recibe la masa constituyente del elemento 1 más $0.75(((0.25-(1/7)))/(1/7))$ de la masa constituyente en el elemento 2. Una proporción similar se puede calcular para los demás elementos. En la Ilustración 6.4(b) aumenta el número de elementos de tubería con velocidades más bajas.

Ilustración 6.4 a) Reducción del número de elementos de la tubería b) Aumento del número de segmentos de la tubería.



El tubo superior, con los elementos indicados por letras, representa la tubería en el periodo 1, mientras que el tubo inferior muestra los cambios en el periodo 2. El número de elementos de la tubería es de 4, durante el periodo 1, y de 7 durante el periodo 2. La masa constituyente se transfiere a los nuevos elementos con una división simple para los elementos 1 y 7, y una media ponderada para todos los demás elementos. El elemento 2 recibe del elemento A ($1/4 - 1/7$), además de algún componente en el elemento B ($2/7 - 1/4$). Una proporción similar se puede calcular para los nuevos elementos y otros aplicados a la masa o concentración.

6.5. MÉTODO DE TIEMPO DE VIAJE (TDM)

Mientras que FDM y DVM son métodos eulerianos, el método de tiempo de viaje (TDM, por sus siglas en inglés) es un método lagrangeano. En un método de este tipo se sigue el movimien-

to de paquetes de agua mientras se mueven a lo largo de una red. La parte delantera o vanguardia del paquete de agua (también llamado segmento) se monitorea dentro de un tubo, poniendo mayor atención cuando se aproxima al nodo aguas abajo. En un nodo, el segmento se combina con otros segmentos de entrada para determinar la concentración del flujo de salida.

Liou y Kroon (1987) presentaron un intervalo de tiempo fijo para el TDM que posteriormente fue generalizado por Rossman *et al.* (1996). En un instante dado de tiempo, cada tubo tiene uno o más segmentos de agua con concentraciones diferentes y la localización de la parte frontal de estos segmentos se conoce. Durante un intervalo de tiempo con duración Δt , la ubicación de los frentes se actualiza y se calcula el decremento o aumento de la concentración del soluto. Con base en la ubicación del frente, la masa total del soluto que llega a un nodo y la concentración promedio de los nodos se calcula para el periodo. Se introducen nuevos segmentos de sa-

lida desde el nodo origen, si el promedio de la concentración nodal difiere significativamente de la concentración del segmento aguas abajo. El TDM trata de evitar la dispersión numérica en el tubo, entre las condiciones hidráulicas de monitoreo de los cambios en la calidad del agua. Sin embargo, cuanto más de un segmento llegue a un nodo intermedio en un intervalo de tiempo, se produce una mezcla artificial.

Para un incremento de tiempo Δt , los pasos en el TDM son:

- Alterar las concentraciones de los solutos en todos los segmentos a partir de su ecuación de reacción
- Avanzar los segmentos $\Delta x_l = \Delta t V_l$, excepto los segmentos que salen de un nodo. En cada intervalo de tiempo la velocidad en cada tubo es constante
- Crear nuevos segmentos con concentración C_i aguas abajo de los nodos debido a:
- inyección de un componente a partir de un nodo de origen
- la aplicación de la conservación de la masa constituyente para el nodo i

$$C_i = \frac{C_i^{Ent} q_i^{Ent} \Delta t + \sum_{l \in J_{Ent,i}} \sum_{s=1}^{S_l} C_{l,s} Q_l \Delta t_{l,s}}{q_i^{Ent} \Delta t + \sum_{l \in J_{Ent,i}} Q_l \Delta t}$$

Ecuación 6.6

donde C_{l_s} son las concentraciones entrantes del nodo en los segmentos S_i de la tubería l . $\Delta t_{l,s}$ es el intervalo de tiempo que se requiere para que el frente del segmento s alcance el nodo i en la tubería l . Para un tubo dado, el total de estos tiempos segmentados debe ser igual al tiempo del intervalo del TDM o:

$$\Delta t = \sum_{s=1}^{S_l} \Delta t_s \quad \text{Ecuación 6.7}$$

Tómese en cuenta que se supone que todos los componentes de la masa en un segmento pasan a través del nodo, aunque sólo una parte del segmento alcanza el nodo durante el intervalo del tiempo. Esta mezcla es la causa de la dispersión numérica. Durante este proceso, los lugares y las concentraciones de todos los segmentos se mantienen. Hay que tener en cuenta que el TDM, como se describe aquí, supone que la concentración a lo largo de un segmento es constante, como un elemento de la DVM. La diferencia de concentración dentro de un segmento no suele ser significativa.

6.6. MÉTODO DE MANEJO POR EVENTOS (EDM)

Para evitar la complicación cuando múltiples frentes llegan a un nodo durante un intervalo de tiempo fijo, se extendió el TDM mediante el análisis del sistema cada vez que el frente de un segmento alcanza un nodo de la red (El-Shorbagy y Lansey, 1994; Boulos *et al.*, 1994, 1995). Este enfoque de tipo lagrangiano rastrea el siguiente evento a ocurrir. Se conoce como el Método Manejado por Eventos (EDM). Los pasos de un EDM en general son:

1. Anotar la ubicación de todos los frentes de los segmentos
2. Conocida la velocidad del flujo en todas las tuberías i , se calcula el tiempo para el cual todos los frentes de segmentos alcancen el nodo aguas abajo, $\Delta t_{f,i}$. Hasta el momento en que un frente llega al nodo, la calidad del agua, en dicho nodo, es constante
3. Identificar el primer frente que alcanza un nodo y el tiempo transcurrido hasta que ocurre, es decir:

$$\Delta t_f = \min_{j=1 \text{ de } n \text{ tubos}} \Delta t_{f,j}$$

4. Alterar los niveles de concentración en todos los segmentos mediante la ecuación de reacción en un intervalo de tiempo Δt_F o para el tiempo que tarda en cambiar una condición de flujo
5. Generar nuevos segmentos de tuberías que transportan el flujo desde el nodo, que es el primer afectado por un frente. La concentración en estos segmentos se calcula por medio de un balance nodal (Ecuación 6.6) para los tubos suministrados por el flujo desde el nodo i

$$C_i = \frac{C_i^{ent} q^{ent} \Delta t + \sum_{l \in J_{Ent,i}} C_l \Delta t_F}{q^{ent} \Delta t + \sum_{l \in J_{Ent,i}} C_l \Delta t_F}$$

6. Actualización de tiempos en que los frentes de segmentos alcanzan un nodo y determinar Δt_F , ya sea transcurrido Δt_F o cuando cambian las condiciones hidráulicas, lo que ocurra primero. Si las condiciones de flujo cambian, los nuevos tiempos de proyección y las concentraciones de todos los nodos se calculan, ya que las concentraciones serán diferentes con diferentes gastos de entrada. Continuar en el paso

Como en el TDM, la dispersión numérica se evita mediante el seguimiento del transporte advectivo de los segmentos. Dado que los nuevos segmentos se generan cuando un frente alcanza un nodo, el problema de la dispersión numérica se elimina. Sin embargo, el método puede dar lugar a un gran número de segmentos. Para optimizar la memoria de la computadora, estos segmentos pueden ser combinados con base en la diferencia de concentración entre segmentos adyacentes.

El error en el método depende de la diferencia permisible que se seleccione, teniendo en cuenta el equilibrio entre la precisión y los requisitos de memoria y el cálculo. Un error adicional puede resultar durante flujos reversibles de componentes reactivos. En lugar de considerar una concentración uniforme en un segmento, se puede obtener el verdadero perfil, el cual se puede modelar fácilmente si se disminuye en la dirección del flujo, pero cuando la dirección del flujo cambia, se deben introducir algunas aproximaciones numéricas.

6.7. COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS DINÁMICOS PARA CALIDAD DEL AGUA

Rossman y Boulos (1996) realizaron una comparación detallada de la precisión, el tiempo de cálculo y de los requisitos de almacenamiento para el cálculo de los cuatro métodos dinámicos de calidad del agua que se describen en esta sección. Encontraron que todos los métodos producen resultados prácticamente idénticos y llegaron a las siguientes conclusiones:

1. La precisión numérica de todos los métodos es muy similares, a excepción de los métodos Eulerianos (FDM y DVM), que tenían problemas de vez en cuando. Los cuatro métodos pueden representar adecuadamente el comportamiento observado en sistemas reales
2. El tamaño de la red no siempre fue un buen indicador del tiempo de solución y de los requisitos de memoria de cálculo
3. Los métodos de Lagrangianos (EDM y TDM) son más eficientes en tiempo y

memoria que los métodos de Euler (FDM y DVM) al modelar las sustancias químicas

4. Para el modelado de la edad del agua, el método lagrangiano dependiente del tiempo (TDM) fue el más eficiente computacionalmente. Los métodos de Euler (FDM y DVM) fueron los más eficientes en la memoria

En general, Rossman y Boulos concluyen que el método lagrangiano, basado en eventos, fue el más versátil, excepto que la memoria de la computadora se ve limitada para el cálculo de la edad del agua en grandes redes. En tal caso, los métodos eulerianos son los preferidos.

6.8. PRECISIÓN DEL MODELO DE CALIDAD DEL AGUA

El equilibrio entre el error del modelo y los errores en los parámetros se discutieron en el apartado 3.1.8. El grado de aceptación para la esqueletización de una red de tuberías sigue siendo un problema importante en el modelado de la calidad del agua, ya que está directamente relacionado con este. La esqueletización ayuda a representar un sistema de tuberías por medio de un conjunto parcial de las mismas, por lo general después de la eliminación de las tuberías por debajo de un diámetro definido. El beneficio de la esqueletización es que un modelo resulta con menos tubos y es más fácil y económico de desarrollar. Sin embargo, una representación más tosca introduce un error mayor al modelo.

Por otro lado, para “todas las tuberías”, el modelo debe considerar una rugosidad de pared única y coeficientes de reacción únicos. Dado

un conjunto de datos de calibración, con los parámetros del modelo, se reduce la precisión de cada parámetro (error del parámetro). También se reduce para las tuberías similares que se supone que tienen parámetros iguales. Esta hipótesis también introduce un error adicional al modelo ya que el sistema es menos exacto en su representación. No hay conclusiones definitivas que demuestren la compensación de un modelo esqueletizado frente a un modelo con “todas las tuberías” ni qué grado de esqueletización es aceptable.

Un dilema similar entre la representación de la calidad del agua y los parámetros del modelo se presenta con más complejidad en los modelos de componentes múltiples. Estos modelos son más descriptivos en la calidad del agua y permiten representar con mayor precisión las transformaciones de la misma, pero serán necesarios más datos para calcular con precisión los valores de los parámetros.

Una cuestión paralela a la esqueletización es la calibración del modelo. La calibración del modelo de la calidad del agua requiere determinar dos conjuntos de parámetros. En primer lugar, el modelo hidráulico debe ser calibrado. Por lo general, esto se logra haciendo coincidir las cargas de presión y el ajuste de los coeficientes de rugosidad de la tubería. Después de que el modelo hidráulico se considera aceptable, el modelo de calidad del agua está calibrado para estimar los coeficientes de decaimiento con la pared. Un estudio de seguimiento que mide la calidad del agua en varias ubicaciones en el tiempo puede dar información sobre los tiempos de recorrido y los coeficientes de la descomposición que pueden ser útiles en la predicción de los parámetros de la tubería. Desde un punto de vista estadístico, múltiples mediciones son necesarias para

cada parámetro del modelo estimado. Por lo tanto, la mayoría de los modelos no son rigurosamente calibrados debido al costo de la recolección de datos. Además, la estimación de la demanda nodal no se puede medir directamente, ya que la demanda es distribuida espacialmente y con frecuencia se basa en cálculos aproximados. Sin embargo, estos valores pueden impactar significativamente en el sistema hidráulico y la calidad del agua. En muchos casos, en condiciones normales, un modelo de distribución es muy robusto. Robustez implica que los resultados del modelo no son muy sensibles a los parámetros del modelo. Bajo condiciones extremas, los parámetros más críticos en las predicciones de la carga de presión no se miden a menudo. Hasta la fecha, en general, no se han realizado estudios rigurosos para comprobar si una condición similar ocurre con las predicciones de la calidad del agua.

Además de los estudios de modelado básico, la conexión entre la esquelización de la red y la calibración no han sido bien estudiados. Como se remueven tuberías y sus capacidades de transportar flujo, la representación del nuevo modelo debe ser calibrada para determinar los parámetros de modelo equivalente. A menos que el modelo sea completo (todas las tuberías), no es una representación real del sistema y los parámetros del modelo no están explícitamente relacionados con una tubería en particular. Con menos tuberías, los tubos restantes deben llevar todos los flujos del sistema por lo que la velocidad será mayor y el tiempo de viaje será más corto. Para que coincida con las medidas de presión, los coeficientes de rugosidad de la tubería deben disminuir posiblemente arrojando valores mucho más bajos de lo esperado y puede ser poco

realista en sus valores absolutos. Por estas razones, el impacto de la esquelización aún no está claro.

En resumen, la forma de modelar un sistema, qué datos recolectar y cómo usarlos para calibrar el sistema son temas que requieren mayor estudio. La mayoría de los modelos permite analizar tendencias y los resultados en su funcionamiento permiten a su vez realizar cambios de diseño. Se debe tener cuidado en la extracción de los valores de un modelo y se requiere del criterio del ingeniero para el uso de los resultados en la toma de decisiones.

6.9. MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN TANQUES O DEPÓSITOS

Normalmente, los tanques son diseñados y operados desde un punto vista hidráulico, sin embargo, bajo un criterio de calidad del agua, su impacto es fundamentalmente negativo. Lo anterior se debe a los largos tiempos de residencia del agua en los tanques o depósitos, lo que causa la pérdida del agente desinfectante residual por la reacción en su interior, y con ello, el crecimiento microbiano en el sistema de distribución.

Una mezcla pobre del agua puede empeorar estos impactos, pues crea zonas de agua con tiempos de residencia más largos de lo normal. Por lo tanto, los largos tiempos de residencia se deben a dos causas: subutilización y mezcla pobre. Además, un inadecuado mantenimiento puede ser la vía de introducción o crecimiento de contaminantes en el tanque.

6.9.1. MEZCLA Y ENVEJECIMIENTO EN INSTALACIONES DE ALMACENAMIENTO

Los cambios en la calidad del agua que suceden en el interior de los tanques se deben al grado de mezcla y tiempo de residencia que el agua experimenta dentro de estos. Los caudales de entrada y salida, y el movimiento del fluido determinan tanto la mezcla como los tiempos de residencia.

6.9.1.1. Regímenes de flujo ideales

Existen dos formas teóricas básicas en las que el agua puede fluir a través de un tanque: con mezcla completa y sin mezcla. Estos dos regímenes ideales de flujo se denominan flujo de mezcla completa y flujo pistón, para el caso de ausencia de la misma (Ilustración 6.5). En el flujo de mezcla completa el agua que entra al tanque se mezcla de forma instantánea y completa con el volumen de agua del tanque, por lo que resulta una mezcla uniforme en cualquier instante. Esto es, la composición del agua que sale del tanque es la misma que la composición uniforme en el depósito en el momento de la descarga (Ilustración 6.5b). Para el caso del flujo pistón,

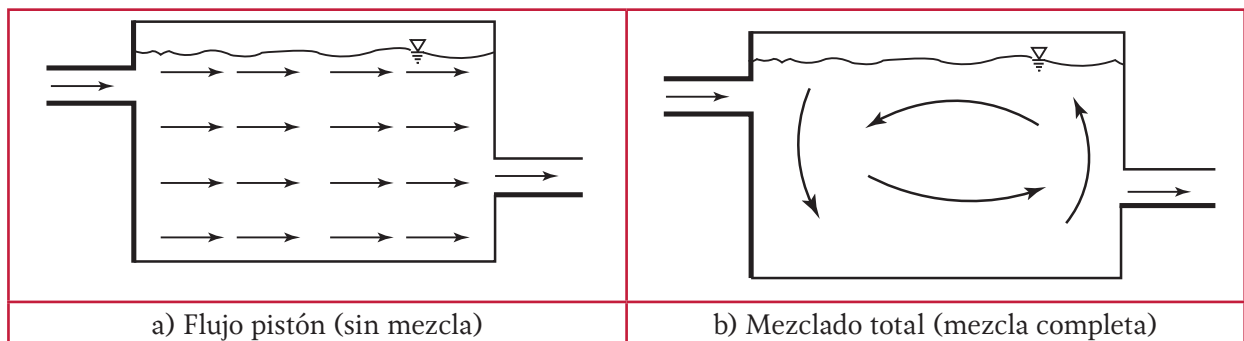
el agua se desplaza a través del tanque sin mezclarse con el volumen de agua que existe en el mismo (Ilustración 6.5a).

Sin embargo, en un flujo que no es ni de mezcla completa ni tipo pistón, los procesos reales de mezcla en un tanque suelen estar afectados por diversos factores que pueden conducir a condiciones de flujo no ideales. Entre estos factores: efectos térmicos, zonas de estancamiento y pequeños vórtices que se generan dentro del mismo tanque.

Un factor fundamental que influye en la selección del régimen de flujo deseable es la minimización de la pérdida del desinfectante.

Esta pérdida en el tiempo depende de la concentración: cuanto más alta sea la concentración de cloro, más rápidamente disminuye la pérdida, debido a la reacción con otras sustancias inmersas en el volumen del agua (Tzatchkov *et al.*, 2004). El flujo en un tanque asemeja un flujo en tanques o depósitos largos, estrechos y poco profundos, o al uso de deflectores y difusores. En cambio, en muchos tanques se ha observado una mezcla casi completa, sin el uso de estructuras especiales o aparatos de mezcla (Grayman y Clark, 1993; Kennedy *et al.*, 1993; Boulos *et al.*, 1996).

Ilustración 6.5 Regímenes de flujo ideales



Dentro del flujo pistón existen dos tipos de comportamiento: FIFO (*First Input is First Output*) y LIFO (*Last Input is First Output*), ambos conocidos por sus siglas en inglés.

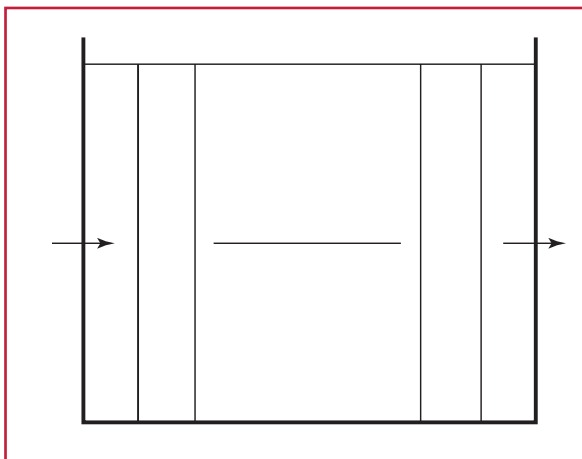
6.9.1.2. Modelo de flujo pistón tipo FIFO

Este supone que no hay mezcla alguna mientras permanece en el depósito. Los volúmenes de agua viajan de forma separada en el interior del depósito, de forma que el primer volumen en entrar será el primero en salir (Ilustración 6.6). Desde el punto de vista físico, este modelo resulta apropiado para simular depósitos con pantallas en su interior y que operan con flujos continuos de entrada y salida. No se necesita ningún parámetro adicional para caracterizar este modelo de mezcla.

6.9.1.3. Modelo de flujo pistón tipo LIFO

También supone que no hay mezcla de agua en los diferentes volúmenes que entran al depósito. Sin embargo, a diferencia de modelo anterior, los distintos volúmenes se van encimando uno

Ilustración 6.6 Modelo de mezcla con flujo pistón tipo FIFO



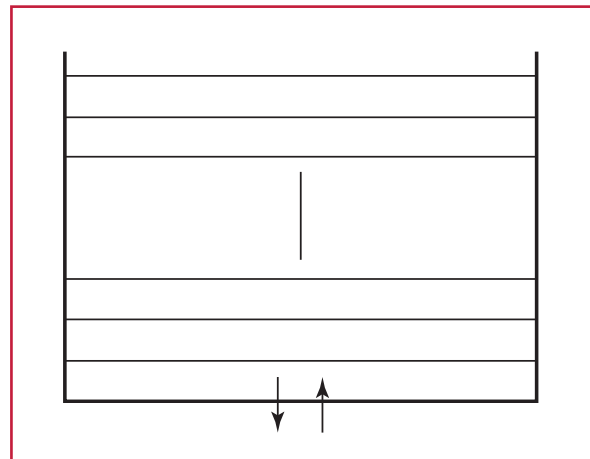
sobre otro a medida que el agua entra o sale del depósito por el fondo (Ilustración 6.7). Este tipo de modelo es aplicable a torres de agua altas y estrechas, con una tubería única de entrada y salida en el fondo y con una cantidad de movimiento del flujo entrante reducida. En este caso, al igual que el modelo FIFO, no se requiere un parámetro adicional.

6.9.1.4. Mezcla del chorro

Cuando el agua entra en un tanque, se forma un chorro. El flujo de la vena se puede clasificar como laminar o turbulento. Los chorros completamente turbulentos se caracterizan por tener números de Reynolds mayores a 3 000, mientras que los laminares tienen valores menores a 1 000.

En los chorros turbulentos, a medida que el agua se mueve desde de la entrada, el diámetro del chorro se expande debido a la entrada del agua circundante. Cuando el chorro alcanza la superficie libre o un límite, la dirección del flujo cambia y se produce una mezcla. La mezcla del chorro turbulento sirve como un mecanismo primario de mezcla en un tanque.

Ilustración 6.7 Modelo de mezcla con flujo pistón tipo LIFO



Para el caso de un chorro laminar, el fluido que entra y el fluido ambiente permanecen como entidades separadas, por lo que la mezcla solo ocurre de manera muy lenta mediante difusión molecular.

Las fuerzas térmicas también influyen en el proceso de mezcla de un chorro. Esto se presenta cuando el agua que entra es más caliente o más fría, según sea el caso, que el volumen contenido en el tanque. A partir de ello, y con el diferencial de temperatura y las diferencias asociadas de densidad, se causan fuerzas ascensionales, que provocan movimiento.

Las fuerzas ascensionales negativas ocurren cuando el flujo de entrada es más frío y más denso que el contenido del tanque, mientras que una fuerza ascensional positiva sucede en el caso contrario. Sin embargo, un chorro de entrada con excesiva fuerza ascensional dejará de funcionar como una forma efectiva de mezcla y conducirá a condiciones estables de estratificación en una porción del tanque. La diferencia de temperatura crítica, Δt en °C (que conduce a la estratificación), puede estimarse a partir de la siguiente ecuación:

$$|\Delta t| = \frac{CQ^2}{d^3 H^2} \quad \text{Ecuación 6.8}$$

donde:

- C = Coeficiente que depende de la configuración de la fuerza ascensional de entrada y del diámetro del tanque
- Q = Caudal de entrada, (m³/s)
- H = Carga hidráulica (m)
- d = Diámetro de entrada (m)

Por lo anterior, se puede concluir que los tanques altos o con grandes diámetros de entrada tendrán una mayor tendencia a la estratificación. En el caso de presentarse un diferencial de temperatura considerable, se tendrá que aumentar el caudal de entrada para reducir la probabilidad de estratificación. Sin embargo, normalmente no se conocen las diferencias de temperatura y existe incertidumbre en el valor de C .

6.9.1.5. Envejecimiento del agua dentro de tanques

El tiempo de residencia medio dentro de un tanque depende directamente del patrón de los caudales de entrada y salida y del volumen del agua en el tanque. Para una instalación que funciona en modo de llenado-vaciado, el tiempo de residencia puede ser estimado dividiendo la duración de un ciclo promedio de llenado y vaciado por la fracción del agua que es intercambiada durante el ciclo:

$$\text{Tiempo de residencia promedio} = \left[0.5 + \frac{V}{\Delta V}\right](\tau_d + \tau_f) \quad \text{Ecuación 6.9}$$

donde:

- τ_f = Tiempo de llenado
- τ_d = Tiempo de vaciado
- V = Volumen del agua al principio del periodo de llenado
- ΔV = Diferencial de volumen de agua durante el periodo de llenado

6.9.2. MODELOS DE SISTEMAS

La modelación puede proporcionar información acerca de lo que ocurre en una instalación existente, modificada o proyectada. Existen los modelos matemáticos, que se formulan con una serie de ecuaciones para simular diferentes comportamientos, en nuestro caso, los relacionados con el agua dentro de un tanque o depósito.

Estos modelos varían desde representaciones del fenómeno de mezcla hidráulica en la instalación, denominados modelos computacionales de la dinámica del fluido, hasta representaciones conceptuales simplificadas del comportamiento de la mezcla, denominados modelos de sistemas (Mau *et al.*, 1995; Grayman y Clark, 1993; Grayman *et al.*, 1996; Clark y Grayman, 1998).

Los modelos de sistemas son una clase de modelos en los cuales los procesos físicos (como el fenómeno de mezcla en el tanque) son representados por ecuaciones empíricas. Este tipo de modelos es comúnmente conocido como un modelo de caja negra o un modelo de entrada-salida.

Es importante mencionar que aun cuando los efectos hidrodinámicos están representados de manera conceptual, este tipo de modelos suelen ser empleados de forma efectiva para simular el comportamiento dinámico de mezcla en un tanque y para representar fenómenos físicos como zonas muertas.

Los modelos de simulación de mezcla no emplean ecuaciones matemáticas detalladas por lo que los parámetros que controlan el comportamiento del modelo se definen en base a datos.

6.9.2.1. Modelos de sistemas elementales

El modelo de sistemas más simple de un tanque es el modelo de flujo mezclado o reactor continuamente agitado (*continuously stirred tank reactor* o CSTR, por sus siglas en inglés), que considera que el tanque está instantánea y completamente mezclado en cualquier instante. Los modelos de calidad del agua normalmente usan la representación CSTR para los depósitos de almacenamiento. Un segundo modelo son los depósitos de contacto que están diseñados para proporcionar suficiente tiempo de contacto para los desinfectantes. En estos modelos los depósitos son frecuentemente representados como reactores simples de flujo pistón, que asumen un comportamiento “primero en entrar, primero en salir”. Un tercer modelo básico de sistema es el modelo, que considera un comportamiento “último en entrar, primero en salir”.

6.9.2.2. Modelos de compartimentos

Análisis de los estudios de campo y datos de estudios de laboratorio indican que hay una considerable variación en el comportamiento de los tanques y que normalmente las hipótesis sobre flujo mezclado (completamente mezclado) no resultan adecuadas.

Dos fenómenos que se presentan dentro de los tanques, como el cortocircuito y la presencia de zonas muertas, conducen al fracaso de la hipótesis de CSTR. La ocurrencia de estos fenómenos puede presentarse debido a características de diseño del tanque, o bien a factores ambientales, como una estratificación de temperatura. Por ello, las hipótesis sobre modelos de sistemas elementales no son adecuadas, y un modelo de

sistemas más complejo puede ser formulado, combinando los bloques elementales. A estos modelos se les llama modelos de compartimentos porque los bloques elementales son combinados para formar una serie de espacios o compartimentos que interactúan entre ellos, (Grayman y Clark, 1993; Clark y Grayman, 1998).

Mediante un modelo de tres compartimentos se puede representar una amplia variedad de configuraciones de tanques. En la Ilustración 6.8 se observa que el modelo está dividido en los compartimentos siguientes:

- Compartimento A, representa el volumen del tanque junto a la entrada-salida, donde el cortocircuito debería ocurrir con mayor probabilidad
- Compartimento B, cuerpo principal del tanque
- Compartimento C, representa el volumen del tanque donde el intercambio

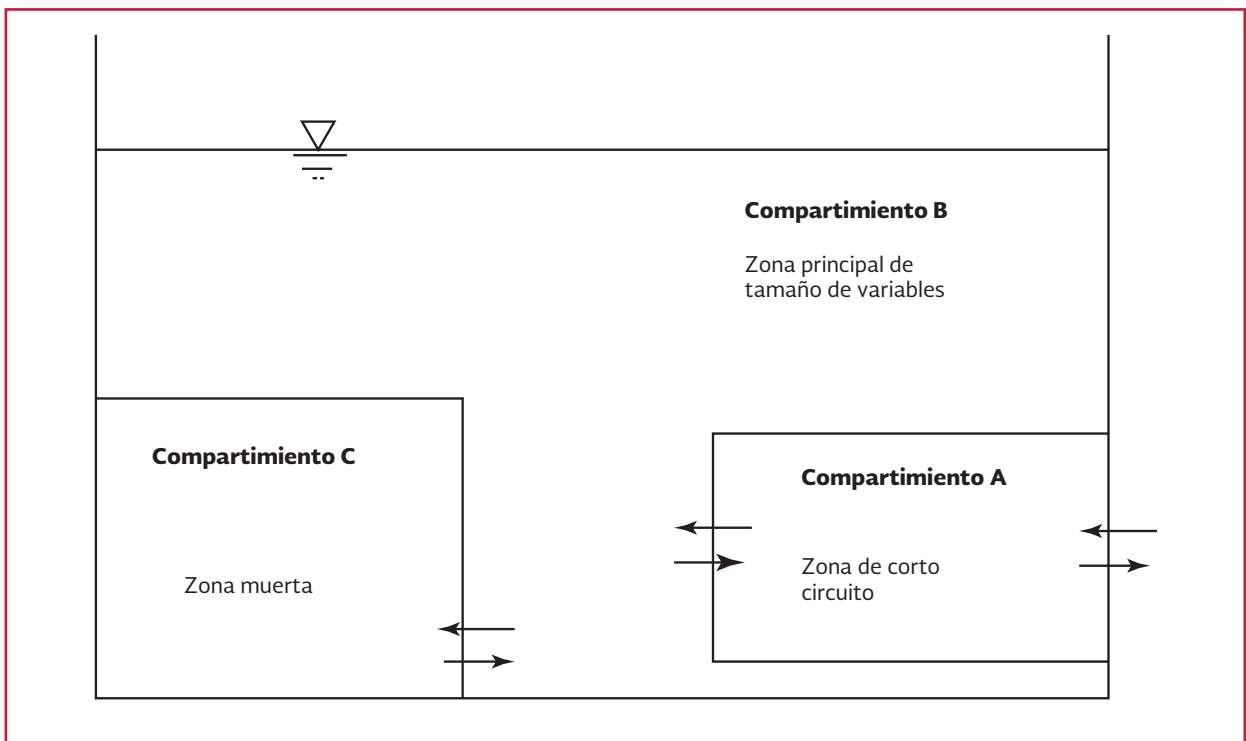
con el cuerpo principal del tanque está limitado: zona muerta

Es importante mencionar que la ubicación de los compartimentos obedece a una cuestión conceptual, esto es, la ubicación de las zonas muertas que podrá localizarse en diferentes regiones del tanque.

Las principales consideraciones para este tipo de modelos son las siguientes:

- Se da por hecho que los compartimentos A y C tienen un volumen fijo
- El compartimento B cambia de tamaño a medida que varía el nivel del agua en el tanque
- Cada uno de los compartimentos está representado por un reactor de tanque continuamente agitado, aunque la concentración del desinfectante podrá variar en cualquier instante

Ilustración 6.8 Modelo de tanque con tres compartimentos



- El caudal que entra será igual al que sale en el compartimento A
- El caudal entre los compartimentos A y B debe ser igual al caudal entre el compartimento A y el sistema de distribución
- El caudal entre los compartimentos B y C es ajustable, de tal forma que cuanto más bajo es este intercambio, más inactiva está la zona C
- Que la suma de los volúmenes fijos de los compartimentos A y C sea siempre menor que el volumen de agua en el tanque, de lo contrario el volumen del compartimento B sería negativo y no se cumpliría la condición de continuidad
- La tasa de intercambio entre B y C deberá ser tal que el volumen total intercambiado durante el intervalo de tiempo, sea menor que el volumen del compartimento C, de lo contrario pueden resultar concentraciones dudosas

Así, estos modelos pueden ser usados para modelar la edad del agua. Para este caso, la edad del agua que entra en el tanque debe ser estimada. El modelo calcula la edad en cada uno de los compartimentos.

Además del modelo con tres compartimentos, existen otros tipos de modelos con dos compartimentos que son similares, pero en los que no existe zona muerta C. Existen también los modelos de cuatro compartimentos (Mau *et al.*, 1995), en los que el cuarto compartimento D es una zona muerta que mantiene un intercambio con el compartimento C a un caudal constante, siendo C una zona amortiguadora entre la

zona muerta y la masa del tanque, con las cuales mantiene un intercambio a caudales constantes.

6.9.2.3. Hipótesis de los modelos de compartimentos

De forma resumida, las hipótesis que se toman como ciertas para obtener un sistema de ecuaciones analíticas que representen el comportamiento de mezcla dentro de un tanque, se muestran a continuación:

- Caudales constantes. Todos los caudales entre compartimentos dentro del tanque y para el tanque se consideran constantes
- Caudales similares entre compartimentos. Todos los caudales entre los compartimentos A y B se consideran constantes, iguales al caudal dentro o fuera del tanque.
- Flujo unidireccional. Se supone que el caudal es unidireccional, es decir, el flujo entra o sale del tanque o de un compartimento, pero no entra y sale a la vez. Esta hipótesis se cumple en periodos cortos de tiempo
- Concentraciones de contorno simplificadas. Se permite que cada compartimento situado aguas arriba alcance un estado de seudoequilibrio para cada intervalo, antes de que interactúe con el siguiente compartimento, por lo que la concentración transportada al siguiente compartimento se considera constante.
- Coeficiente cinético de primer orden. Se emplea un coeficiente cinético de primer orden para las sustancias no conservativas

6.9.3. ECUACIONES PARA LOS DIFERENTES MODELOS

Con base en las hipótesis anteriores, el sistema de ecuaciones que simula la mezcla en los tanques se reduce a un sistema de ecuaciones diferenciales lineales independientes, con coeficientes constantes (Ilustración 6.9).

6.9.3.1. Modelo de un compartimento

Se utiliza un solo compartimento CSTR de volumen variable para simular los efectos de mezcla en el tanque. La ecuación que representa lo anterior es:

$$\frac{d(C_T V_T)}{dt} = Q_{ent} C_{ent} - Q_{sal} C_T - k V_T C_T$$

Ecuación 6.10

donde:

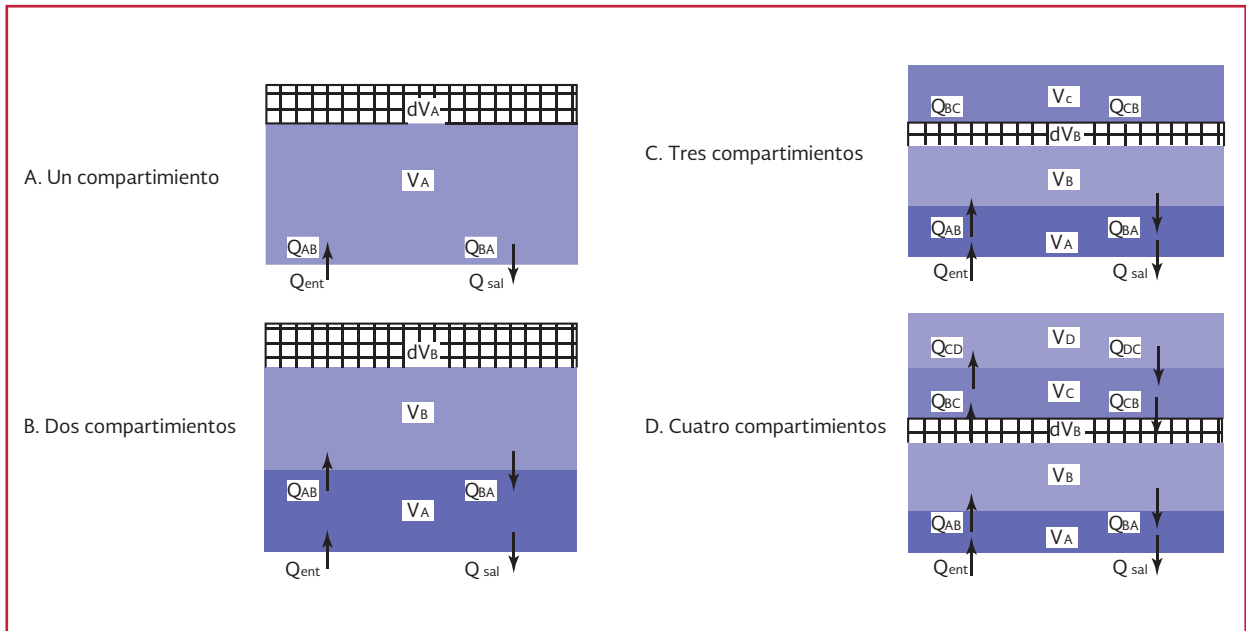
- C_T = Concentración en el tanque
- V_T = Volumen del tanque
- Q_{ent} = Caudal de entrada en el tanque
- C_{ent} = Concentración de Q_{ent}
- K = Constante cinética de primer orden
- Q_{sal} = Caudal de salida del tanque

Diferenciando por partes a partir de la Ecuación 6.9 se obtiene:

$$\frac{d(C_T V_T)}{dt} = V_T \frac{dC_T}{dt} + C_T \frac{dV_T}{dt} \quad \text{Ecuación 6.11}$$

En la Ecuación 6.10, el volumen es variable por lo que la ecuación puede ser resuelta analíticamente sólo bajo ciertas condiciones. Una de estas es una tasa de cambio volumétrico constante, lo cual implica un caudal constante de entrada o de salida del CSTR.

Ilustración 6.9 Modelo de tanque con uno, dos, tres y cuatro compartimentos



La tasa de cambio volumétrico se obtiene a partir de la ecuación de continuidad:

$$\frac{dV_T}{dt} = Q_{ent} - Q_{sal} \quad \text{Ecuación 6.12}$$

con una condición inicial:

$$V_T(t=0) = V_{T_0} \quad \text{Ecuación 6.13}$$

La solución de la Ecuación 6.11 para caudales constantes es:

$$V_T = (Q_{Ent} - Q_{Sal})t + V_{T_0} \quad \text{Ecuación 6.14}$$

Sustituyendo la Ecuación 6.10 en la Ecuación 6.6 resulta:

$$\frac{dC_T}{dt} = \frac{Q_{Ent}}{V_T}(C_{Ent} + C_T) - kC_T \quad \text{Ecuación 6.15}$$

Puede realizarse la siguiente sustitución para C_T :

$$C_T = f|t|e^{-kt} \quad \text{Ecuación 6.16}$$

Sustituyendo esta expresión en la Ecuación 6.15 y diferenciando por partes, resulta:

$$\exp[-kt] \frac{df|t|}{dt} = \frac{Q_{ent}}{V_T}(C_{ent} - f|t| \exp[-kt])$$

Ecuación 6.17

Con objeto de simplificar, la concentración de entrada puede ser multiplicada por un término exponencial de la misma forma que los términos de disminución de cloro:

$$C_{in} = C_{ent} \exp[-kt] \quad \text{Ecuación 6.18}$$

Sustituyendo en la Ecuación 6.10, se obtiene:

$$\frac{df|t|}{dt} = \frac{Q_{ent}}{V_T}(C_{ent} - f|t|) \quad \text{Ecuación 6.19}$$

Mediante este planteamiento, se recomienda determinar la concentración dentro del tanque ignorando el término de la reacción en la ecuación original, por lo que se tiene:

$$\frac{dC_T}{dt} = \frac{Q_{ent}}{V_T}(C_{ent} - C_T) \quad \text{Ecuación 6.20}$$

La condición inicial para la concentración en el tanque es:

$$C_T(t=0) = C_{T_0} \quad \text{Ecuación 6.21}$$

La integración de la Ecuación 6.20, aplicando la condición inicial mostrada en la Ecuación 6.21, proporciona la siguiente solución:

$$C_T = C_{ent} - (C_{ent} - C_{T_0}) \left(1 + \frac{(Q_{ent} - Q_{sal})}{V_{T_0}} \right)^{-[Q_{ent}/(Q_{ent} - Q_{sal})]}$$

Ecuación 6.22

Esta ecuación puede ser simplificada aplicando la hipótesis adicional de flujo unidireccional. Para caudales que entran al tanque, la Ecuación 6.22 se transforma:

$$\begin{aligned} C_T &= \frac{V_{T_0} C_{T_0} + Q_{ent} t C_{ent}}{V_{T_0} + Q_{ent} t} \\ &= \left(\frac{V_{T_0}}{V_{T_0} + Q_{ent} t} \right) C_{T_0} + \left(\frac{Q_{ent} t}{V_{T_0} + Q_{ent} t} \right) C_{ent} \end{aligned}$$

Ecuación 6.23

Para el caso en el que los caudales salen y conservando la hipótesis de flujo unidireccional:

$$C_T = C_{T_0} \quad \text{Ecuación 6.24}$$

6.9.3.2. Modelo de dos compartimentos

En este modelo se incorpora un segundo compartimento (compartimento A) de volumen fijo

a la entrada-salida del tanque, y el volumen de la masa del tanque, que fluctúa en proporción al caudal que llega y sale del mismo, está localizado en el compartimento B.

La ecuación general de balance de masa para el compartimento A es:

$$V_A \frac{dC_A}{dt} = Q_{in} C_{in} + Q_{BA} C_B - (Q_{AB} + Q_{sal}) C_A$$

Ecuación 6.25

donde:

- V_A = Volumen del compartimento A
- C_A = Concentración del compartimento A
- Q_{AB} = Caudal del compartimento A al compartimento B
- Q_{BA} = Caudal del compartimento B al compartimento A
- C_B = Concentración en el compartimento B

Las condiciones iniciales para el compartimento A son:

$$C_A(t=0) = C_{A_0} \quad \text{Ecuación 6.26}$$

$$V_A(t=0) = V_{A_0} \quad \text{Ecuación 6.27}$$

Aplicando hipótesis similares de caudales constantes y unidireccionales, la solución obtenida mediante integración de la Ecuación 6.25, considerando las condiciones iniciales de la Ecuación 6.26 y la Ecuación 6.27 y cuando el tanque se está llenando, resulta:

$$C_A = C_{ent} - (C_{ent} - C_{A_0}) e^{\left(\frac{Q_{AB}t}{V_A}\right)} \quad \text{Ecuación 6.28}$$

Cuando el tanque se está vaciando:

$$C_A = C_B - (C_B - C_{A_0}) e^{\left(\frac{-Q_{out}t}{V_A}\right)} \quad \text{Ecuación 6.29}$$

De forma similar, la ecuación de balance de masa para el compartimento B es:

$$\frac{d(C_B V_B)}{dt} = Q_{AB} C_A - Q_{BA} C_B \quad \text{Ecuación 6.30}$$

donde:

$$V_B = \text{Volumen del compartimento B}$$

Las condiciones iniciales del compartimento B son:

$$C_B(t=0) = C_{B_0} \quad \text{Ecuación 6.31}$$

$$V_B(t=0) = V_{B_0} \quad \text{Ecuación 6.32}$$

La ecuación diferencial de balance de masa (Ecuación 6.30), junto con las condiciones iniciales (Ecuación 6.31 y Ecuación 6.32), es idéntica a la Ecuación 6.10 para un CSTR simple de volumen variable. Por lo tanto, la solución para el compartimento B para caudales de entrada positivos es:

$$C_B = \frac{V_{B_0} C_{B_0} + Q_{AB} t C_A}{V_{B_0} + Q_{AB} t} = \left(\frac{V_{B_0}}{V_{B_0} + Q_{AB} t}\right) C_{B_0} + \left(\frac{Q_{AB} t}{V_{B_0} + Q_{AB} t}\right) C_A$$

Ecuación 6.33

Para caudales de salida positivos resulta:

$$C_B = C_{B_0} \quad \text{Ecuación 6.34}$$

Debido a la naturaleza en serie de los compartimentos, cada uno puede considerarse separadamente y las concentraciones resultantes calculadas para cada intervalo de tiempo son consideradas entradas constantes.

6.9.3.3. Modelo de tres compartimentos

La diferencia que existe respecto de los casos anteriores es la adición de un tercer compartimento (compartimento C) de volumen constante y que se considera como una zona muerta. Este compartimento tiene un intercambio con el volumen de la masa del tanque, a un caudal constante, que es generalmente inferior respecto al caudal de entrada o de salida del tanque.

La condición general de balance de masa, las condiciones iniciales y la solución para el comportamiento A son idénticas a las correspondientes para el modelo de dos compartimentos.

La ecuación general de balance de masa para el compartimento B en este modelo es similar a la del caso de dos compartimentos, solo que debe modificarse para considerar el intercambio con el compartimento C, obteniéndose lo siguiente:

$$\frac{d(C_B V_B)}{dt} = Q_{AB} C_A + Q_{CB} C_C - (Q_{BA} + Q_{BC}) C_B$$

Ecuación 6.35

donde:

Q_{BC} = Caudal del compartimento B al compartimento C

Q_{CB} = Caudal del compartimento B al compartimento A

C_C Concentración en el compartimento C

Las condiciones iniciales para este compartimento B son idénticas a las planteadas en el caso de dos compartimentos. La Ecuación 6.35 requiere de una diferenciación por partes del término del lado izquierdo, resultando:

$$\begin{aligned} & \frac{d(C_B V_B)}{dt} \\ &= \frac{V_B dC_B}{dt} + \frac{C_B dV_B}{dt} \\ &= \left[(Q_{AB} - Q_{BA}) t + V_{B_0} \right] \frac{dC_B}{dt} + C_B (Q_{AB} - Q_{BA}) \\ &= Q_{AB} C_A + Q_{CB} C_C - (Q_{BA} + Q_{BC}) C_B \end{aligned}$$

Ecuación 6.36

Reordenando, se obtiene:

$$\frac{dC_B}{dt} = \frac{Q_{AB} C_A + Q_{CB} C_C - (Q_{AB} + Q_{BC}) C_B}{(Q_{AB} - Q_{BA}) t + V_{B_0}}$$

Ecuación 6.37

La solución a la ecuación anterior, solo para el caso de mantener las concentraciones constantes para C_A y C_C , se resuelve con una integración directa:

$$C_B = \frac{Q_{AB} C_A + Q_{CB} C_C}{Q_{AB} + Q_{BC}} - \frac{A}{Q_{AB} + Q_{BC}} \left[V_{B_0} + (Q_{AB} - Q_{BA}) t \right]^{\left[\frac{(Q_{AB} + Q_{BC})}{(Q_{AB} - Q_{BA})} \right]}$$

Ecuación 6.38

La constante de integración A puede determinarse por aplicación de la condición inicial para la concentración en el compartimento B, como se muestra en la Ecuación 6.25, por lo que la solución queda en la forma siguiente:

$$C_B = \frac{Q_{AB} C_A + Q_{CB} C_C}{Q_{AB} + Q_{BC}} - \frac{Q_{AB} C_A + Q_{CB} C_C}{Q_{AB} + Q_{BC}} - C_{B_0} \left[1 + \frac{(Q_{AB} - Q_{BA}) t}{V_{B_0}} \right]^{\left[\frac{(Q_{AB} + Q_{BC})}{(Q_{AB} - Q_{BA})} \right]}$$

Ecuación 6.39

Para caudales positivos de entrada al tanque, considerando que $Q_{CB} = Q_{BC}$:

$$C_B = \left[\frac{1 + \frac{Q_{BC}}{Q_{AB}} \frac{C_C}{C_A}}{1 + \frac{Q_{BC}}{Q_{AB}}} \right] C_A - \left\{ \left[\frac{1 + \frac{Q_{BC}}{Q_{AB}} \frac{C_C}{C_A}}{1 + \frac{Q_{BC}}{Q_{AB}}} \right] C_A - C_{B_0} \right\} \left(1 + \frac{Q_{AB} t}{V_{B_0}} \right)^{-\left[1 + \frac{Q_{BC}}{Q_{AB}} \right]}$$

Ecuación 6.40

Para caudales positivos de salida del tanque, la solución queda en la forma siguiente:

$$C_B = C_C - (C_C - C_{B_0}) \left(1 - \frac{Q_{BA} t}{V_{B_0}} \right)^{\left(\frac{Q_{BC}}{Q_{BA}} \right)}$$

Ecuación 6.41

La ecuación general de balance de masa para el compartimento C es:

$$V_C \frac{dC_C}{dt} = Q_{BC} C_B - Q_{CB} C_C \quad \text{Ecuación 6.42}$$

Para encontrar la solución analítica de la ecuación anterior se debe considerar que la concentración en el compartimento B será constante. Con una integración directa se tiene:

$$C_C = C_B - (C_B - C_{C_0}) \exp \left[-\frac{Q_{BC} t}{V_C} \right]$$

Ecuación 6.43

Una revisión de las soluciones indica que cada una se fundamenta en concentraciones constantes (multiplicadas por una exponencial) para los compartimentos vecinos. Como se ha indicado anteriormente, el error cometido por estas simplificaciones es insignificante.

6.9.3.4. Modelo de cuatro compartimentos

En este modelo se incorpora una segunda zona muerta al de tres compartimentos. El cuarto compartimento (compartimento D) tiene un volumen fijo y mantiene un intercambio constante de caudal con el compartimento C. Este último continúa con un volumen constante e intercambia caudal constante con el compartimento B. Debido a que se emplean las mismas hipótesis que en el caso de tres compartimentos, las soluciones para los compartimentos A y B son idénticas, por lo que igualmente se supondrán para los compartimentos C y D.

La ecuación general de balance de masa para el compartimento C es:

$$V_C \frac{dC_C}{dt} = Q_{BC} C_B + Q_{DC} C_D - (Q_{CB} + Q_{CD}) C_C$$

Ecuación 6.44

donde:

- Q_{CD} = Caudal del compartimento C al compartimento D
- Q_{DC} = Caudal del compartimento D al compartimento C
- C_D Concentración en el compartimento D

La condición inicial para el compartimento C será:

$$C_C(t=0) = C_{C_0} \quad \text{Ecuación 6.45}$$

Considerando un volumen constante para el compartimento C, concentraciones constantes en los compartimentos B y D (multiplicadas por una exponencial) y caudales constantes en todos los compartimentos, la ecuación 6.46 presenta la forma general de balance de masa anteriormente expuesta, resulta de la forma:

$$C_C = \left[\frac{1 + \frac{Q_{DC}}{Q_{BC}} \frac{C_D}{C_B}}{1 + \frac{Q_{DC}}{Q_{BC}}} \right] C_B - \left\{ \left[\frac{1 + \frac{Q_{DC}}{Q_{BC}} \frac{C_D}{C_B}}{1 + \frac{Q_{DC}}{Q_{BC}}} \right] C_B - C_{C_0} \right\} \exp\left(\frac{(Q_{BC} + Q_{DC})t}{V_C}\right)$$

Ecuación 6.46

Vale la pena mencionar que la ecuación 6.46 se aplica para el caso de caudales de entrada o salida.

$$C_D = C_C - (C_C - C_{D_0}) \exp\left[-\frac{Q_{CD}t}{V_D}\right]$$

Ecuación 6.49

La ecuación general de balance de masa para el compartimento D es similar a la Ecuación 6.42.

$$V_D \frac{dC_D}{dt} = Q_{CD} C_C - Q_{DC} C_D \quad \text{Ecuación 6.47}$$

De igual forma que en el caso del compartimento C , la condición inicial para el compartimento D será:

$$C_D(t=0) = C_{D_0} \quad \text{Ecuación 6.48}$$

Por lo tanto la solución para el compartimento D será idéntica que en el caso de tres compartimentos (ver Ecuación 6.43):

Si se comparan los modelos de tres y cuatro compartimentos, se observa que cada compartimento adicional de volumen fijo añadido será descrito por una ecuación idéntica a la Ecuación 6.44.

El compartimento final se describirá con la Ecuación 6.47 y la solución al mismo con la Ecuación 6.48. En general, en situaciones en las que los modelos de sistemas elementales no son adecuados, puede construirse un modelo más complejo combinando los bloques elementales en una representación más sofisticada, como los modelos de compartimentos descritos ampliamente.

7

APLICACIÓN DE UN MODELO DE CALIDAD DEL AGUA

Para poder implementar un modelo de calidad del agua se requiere tener personal multidisciplinario, que se involucre en cada una de las actividades que le correspondan. Se requeriría personal para las siguientes actividades:

- Realizar mediciones de presión y de caudal en tuberías y tomas domiciliarias, de niveles en tanques y de consumos dentro de los domicilios. Esto debido a las exigencias propias de la calibración de un modelo de simulación hidráulica
- Realizar mediciones de cloro residual y análisis de laboratorio
- Manejar equipo de medición de presión, caudal, niveles, consumos y cloro residual
- Realizar procesamiento y análisis de datos
- Se requiere también infraestructura e instalaciones como: laboratorio, vehículos, reactivos, equipo de laboratorio, computadoras, entre otros; además de incursionar en planimetría, en simulación y la calibración de los modelos hidráulicos y de calidad del agua

Es notorio que se requiere tanto personal como equipo especializado. Sin embargo, los benefi-

cios de un modelo de simulación hidráulica y de calidad del cloro son mayores.

7.1. REQUISITOS FUNDAMENTALES PARA MUESTREAR CLORO

La metodología a seguir en la realización de un muestreo incluye:

- Ubicación de los puntos de muestreo
- Frecuencia y duración del muestreo
- Preparación de los sitios de muestreo
- Disposición del equipo necesario
- Procedimiento para la toma de muestra de cloro
- Condiciones necesarias para la toma de lectura en campo
- Procedimiento de medición con el monitor de cloro
- Recomendaciones
- Calibración de equipos de medición
- Formatos de apoyo
- Capacitación y comunicación con el personal

A continuación se describirá a detalle cada uno de los puntos mencionados.

7.1.1. UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

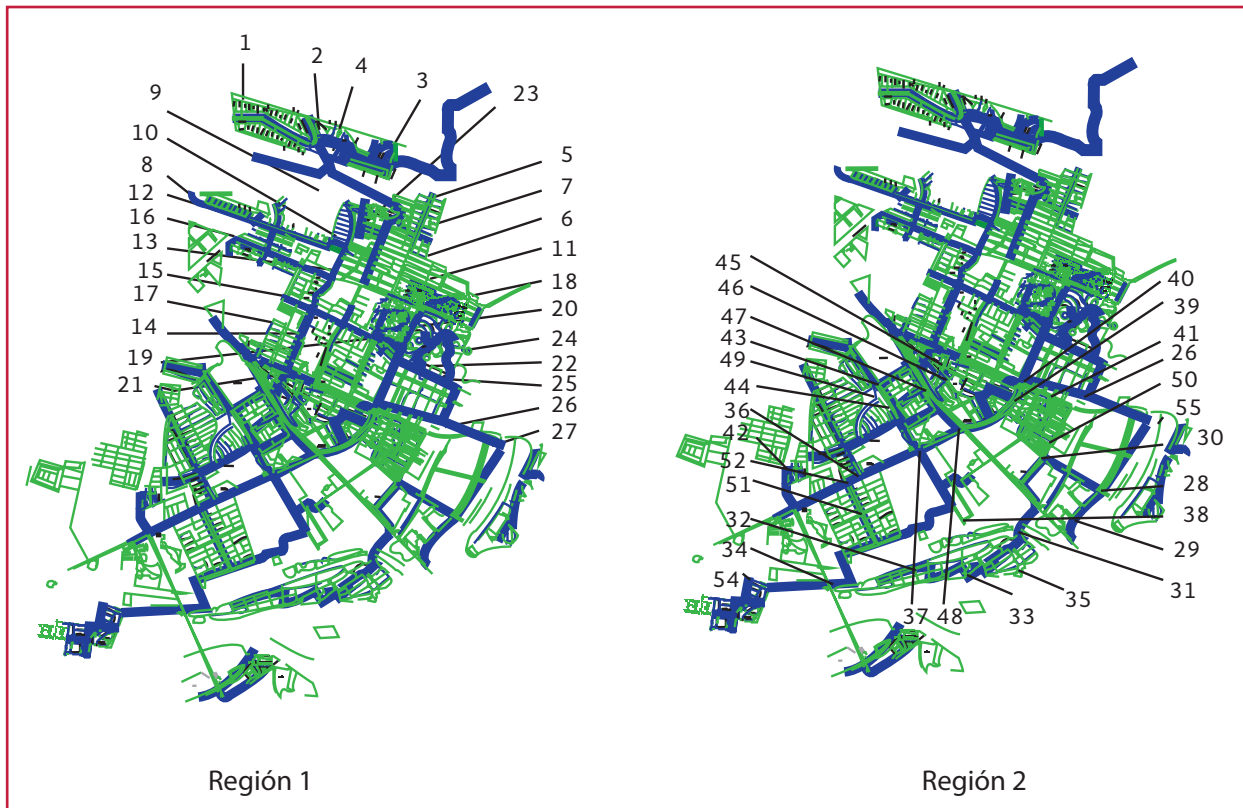
Primeramente hay que consultar planos y registros que involucren diámetros y tuberías que describan el sistema. Posteriormente y de acuerdo con la NOM-014-SSA1-1993, la selección de los puntos de muestreo deberá considerar los siguientes criterios generales:

- Puntos muertos (velocidad cercana o igual a cero)
- Zonas de baja presión
- Zonas con antecedentes de problemas de cloro insuficiente o de contaminación
- Zonas con fugas frecuentes
- Zonas densamente pobladas
- Tanques de almacenamiento abiertos y carentes de protección

- Zonas periféricas del sistema más alejadas de las instalaciones de potabilización y desinfección
- Posteriormente, habrá que:
- Distribuir uniformemente los puntos de muestreo a lo largo del sistema (Ilustración 7.1)
- Considerar lecturas a la salida de las fuentes de abastecimiento que alimentan a potabilizadoras
- En caso de tener válvulas reductoras de presión (VRP), aguas abajo de las mismas

Es importante realizar lecturas, en este caso de cloro residual, a la salida de las fuentes de abastecimiento, después de la desinfección, ya que con esta, se iniciará el cálculo de la concentración hacia la red de distribución dentro del modelo de simulación. En términos matemáticos,

Ilustración 7.1 Ubicación de puntos de muestreo de cloro residual dentro de la zona Humaya, Culiacán, Sinaloa (Santos-Télez 2012)



esta situación se define como una condición de frontera del cálculo.

La concentración de cloro residual que se introduce deberá, preferentemente, tomarse en campo. Con ello se obtendrá una simulación de la sustancia con mayor confiabilidad.

En caso de no tener la posibilidad de tomar una lectura al momento de realizar las simulaciones, será necesario recurrir a registros anteriores realizados por el organismo operador. Esto, sin embargo, puede repercutir en los cálculos de la concentración dentro de la red de distribución.

Hacer lecturas de la concentración de cloro al tiempo de realizar la simulación matemática obedece a la variabilidad que presenta la sustancia y a las diferentes políticas de operación de la fuente de abastecimiento.

7.1.2. FRECUENCIA Y DURACIÓN DEL MUESTREO

Para llevar a cabo una planeación adecuada, es necesario definir la frecuencia con la que se realizarán los muestreos en campo de cloro residual. Se deberá establecer la orientación de rutas de muestreo y marcarlas en un mapa de la zona de estudio. Además, definir el tiempo requerido para la toma de la muestra en cada punto o estación donde se requiera y por último, calcular la duración total de la ruta.

Para calcular la duración del muestreo dentro de la ruta definida es importante considerar que pueden presentarse contratiempos, como: fallas en el vehículo de traslado; en caso de ser

una toma domiciliaria dentro de una casa habitación, es posible que se encuentre inhabitada en el momento de realizar la lectura, o también puede haber conflictos de tipo social entre los usuarios durante el muestreo, entre otros.

7.1.3. PREPARACIÓN DE LOS SITIOS DE MUESTREO

Una vez definida la ubicación, la frecuencia y la duración aproximada del muestreo, se deberá preparar cada sitio cubriendo lo siguiente:

- Notificación a los usuarios de forma verbal o escrita
- Marcación de sitios para una rápida identificación
- En caso de realizar la lectura dentro de una tubería, se deberá realizar una excavación;
- Para el caso de una válvula reductora de presión, se deberá verificar que existen las condiciones para la toma de muestra
- En algunas ocasiones, se deberá colocar sobre la superficie de la tubería una abrazadera para instalar una válvula
- Si se hace la medición en hidrantes, se deberá verificar su estado y determinar si requieren una adaptación o arreglo adicional para la toma de la muestra

7.1.4. DISPOSICIÓN DEL EQUIPO NECESARIO

Actualmente la obtención de cloro residual libre o total se auxilia con medidores digitales portátiles basados en un análisis colorimétrico (Ilustración 7.2). En el mercado existen diferentes marcas que miden cloro residual libre y total.

Ilustración 7.2 Medidor portátil de cloro libre residual



Estos equipos generalmente presentan dos intervalos de medición: de 0 a 2.00 mg/L y de 0 a 2.50 mg/L. En cuanto a su resolución ofrecen 0.01 mg/L, normalmente.

Es importante revisar la precisión de los equipos, ya que de ello dependerá directamente la calibración del modelo de simulación del cloro que se realice en la red de distribución. Estos equipos portátiles ofrecen normalmente una precisión aproximada de ± 0.03 mg/L o ± 3 por ciento de la lectura.

Antes de iniciar el muestreo, se deberá revisar el estado del equipo y asegurarse de que las pilas que utiliza el equipo sean útiles.

7.1.5. PROCEDIMIENTO PARA LA TOMA DE MUESTRA DE CLORO

Este proceso se divide en dos partes. El primero consiste en cumplir los requerimientos implícitos al lugar donde se tome la muestra, y el segundo es el procedimiento de lectura con el medidor portátil.

7.1.5.1. Condiciones necesarias para la toma de lectura en campo

De acuerdo con la NOM-014-SSA1-1993 descrita en el capítulo uno, para el caso específico del cloro residual, la determinación de niveles será de forma inmediata. Sin embargo, existe una serie de lineamientos que deberán considerarse al momento de hacer la lectura.

En tomas domiciliarias o en llave del sistema de distribución:

- El agua debe provenir directamente del sistema de distribución. No debe efectuarse la toma de muestra en llaves que presenten fugas, ya que el agua puede correr por la parte exterior y con ello, contaminar la muestra. Convendrá remover los accesorios o aditamentos externos, como mangueras, boquillas y filtros de plástico
- Deberá dejarse correr el agua aproximadamente tres minutos (aunque podría resultar demasiado) o hasta que el agua que se encontraba “estancada” dentro de la tubería haya sido vaciada totalmente

En captación de un cuerpo de agua superficial o tanque de almacenamiento:

- Sumergir el frasco o celda en el agua, con el cuello hacia abajo, hasta una profundidad de 15 a 30 cm. Abrir y enderezar (con el cuello hacia arriba). En todos los casos debe evitarse tomar la muestra de

la capa superficial o del fondo, donde puede haber nata o sedimento

- En el caso de los tanques de almacenamiento, si no es posible hacer la toma de muestra como se indica en el punto anterior, deberá procederse como se menciona en la sección de muestreo en pozos profundos

Pozo profundo

- La muestra deberá tomarse después de la inyección de cloro
- Si el pozo cuenta con grifo, deberá seguirse con el procedimiento descrito para el caso de una toma domiciliaria
- En caso de contar con una válvula de desfogue, deberá abrirse esta y dejar correr el agua por un mínimo de tres minutos

7.1.5.2. Procedimiento de medición con el monitor de cloro

- Prender el medidor portátil presionando la tecla ON/OFF (Ilustración 7.3a)
- Al aparecer en la pantalla “-----“, significa que está listo (Ilustración 7.3b)
- Llenar el frasco o celda con 10 ml de muestra (agua obtenida de alguna toma domiciliaria o fuente de abastecimiento) sin reactivos, justo en la marca y colocar la tapa (Ilustración 7.3c). Es muy importante asegurarse de que el equipo funcione de forma adecuada con los estándares, que servirán para determinar el error que trae consigo el equipo
- Colocar el frasco o celda de la muestra en el receptáculo del aparato y asegurarse de que esté perfectamente posicionado en él (Ilustración 7.3d)

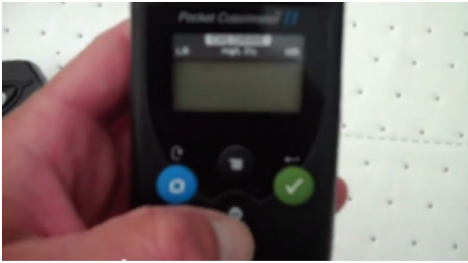
- Presionar el botón “CERO” y esperar unos segundos hasta que aparezca en la pantalla del aparato: “-0.0-” (cero). Con ello, el medidor estará calibrado y listo para medir la concentración de cloro (Ilustración 7.3e)
- A la celda con la muestra por analizar se agrega el reactivo (DPD), que reaccionará con el cloro que hay en la muestra
- En el momento en que se produce la reacción, la muestra se teñirá. El color dependerá de la concentración de cloro que tenga la misma
- Colocar nuevamente la celda o frasco en el receptáculo y presionar la tecla “LECTURA DIRECTA”; esperar unos segundos para obtener la concentración de cloro residual dentro de la muestra
- Si se tiene un reactivo en forma líquida, se añaden tres gotas del mismo a la muestra

7.1.5.3. Recomendaciones

Además del procedimiento para obtener la concentración de cloro residual con la ayuda de un medidor portátil, será necesario seguir las siguientes recomendaciones:

- Tocar el frasco o celda de la muestra solamente por la tapa
- Para mantener las mismas condiciones durante la calibración y las fases de la medición, es necesario cerrar el frasco o celda para evitar cualquier contaminación
- No dejar que la muestra permanezca mucho tiempo después de que el reactivo sea agregado, o se perderá exactitud en la lectura
- Se deberá mantener el frasco limpio de huellas, aceite o suciedad, por lo que se recomienda limpiar bien la celda o frasco

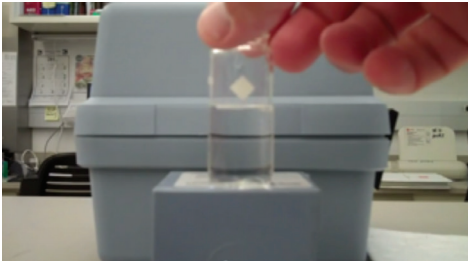
Ilustración 7.3 Procedimiento de medición con el monitor de cloro



a)



b)



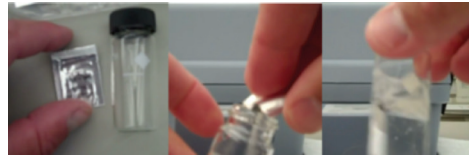
c)



d)



e)



f)



g)



h)



i)

- La muestra no deberá contener partículas que puedan afectar la lectura, esto debido al tipo de la prueba (colorimétrica)
- Se recomienda calibrar el frasco para cada muestra y usar el mismo frasco para hacer el muestreo y calibrar
- Es importante sacar la muestra inmediatamente después de cada lectura para que el vidrio del frasco no quede manchado
- Para obtener una lectura exacta, se recomienda remover las burbujas girando o golpeando levemente

7.1.5.4. Interferencias

Existen ciertos factores o parámetros que afectan directamente la correcta lectura del medidor, algunos de ellos debidos a la presencia de las siguientes sustancias:

- bromo
- yodo
- flúor
- ozono
- óxido de manganeso
- óxido de cromo

Además, en caso de que el agua presente una concentración mayor a 500 mg/L de dureza (CaCO_3), agite la muestra durante un minuto después de añadir el reactivo.

También existe la posibilidad de encontrar agua alcalina con una dureza mayor a 250 mg/L o ácida con una dureza mayor a 150 mg/L; en ambos casos, con ausencia total o parcial de color. Para resolver esto, se deberá neutralizar la muestra diluyendo ácido clorhídrico o hidróxido de sodio.

Tabla 7.1 Estándares colorimétricos

Numero estándar	Valor de la prueba • tolerancia (mg/L cloro)
112/A	0.97 ± 0.08
110/B	0.44 ± 0.07
111/C	0.23 ± 0.05
113/D	0.00 ± 0.02

7.1.6. CALIBRACIÓN DE EQUIPOS DE MEDICIÓN

El equipo portátil de medición de cloro empleado en campo deberá ser calibrado regularmente para garantizar la confiabilidad de las lecturas.

Por ello, existen estándares que permitirán verificar la exactitud de la medición. Un ejemplo de lo anterior es la tabla mostrada a continuación (Tabla 7.1): Cada estándar tiene una concentración y tolerancia asignada; con ello se podrá establecer el grado de precisión de los equipos que estamos usando.

7.1.7. FORMATOS DE APOYO

La forma de planear un método de registro de los datos en campo es flexible; sin embargo, dentro del plan de muestreo deberá incluirse una hoja de registro de datos (bitácora). Los datos deberán anotarse de forma limpia y clara en tinta y las hojas, estar numeradas secuencialmente. Una vez recopilados los datos dentro de los formatos recomendados (Ilustración 7.4), es conveniente sacar copias que deberán ser guardadas de forma separada. Es importante mencionar que una muestra puede ser tomada y almacenada para su posterior análisis en laboratorio. Esto ocurre cuando se desea conocer la cantidad de fluoruros y trihalometanos (THMs), por lo que será necesario tener un control de este tipo de muestras mediante hojas de registro.

las simulaciones del modelo, con los medidos en el sistema de distribución real.

Sin embargo, a diferencia del modelo hidráulico, la simulación y calibración de la calidad del agua depende directamente de dos factores:

- Modelo hidráulico calibrado adecuadamente bajo los criterios y recomendaciones indicadas en el presente libro
- Obtención en campo del coeficiente de decaimiento total k

Lo anterior se traduce en que la confiabilidad en los resultados obtenidos en la predicción de un parámetro físico-químico dependerá directamente de dos fenómenos: advección y reacción.

La advección está relacionada directamente con la velocidad y esta, a su vez, es obtenida a partir de los resultados de la simulación hidráulica. Por su parte, la reacción se expresa por los valores del coeficiente de decaimiento k , que se determinarán con mediciones en campo. A continuación se describe la obtención de dicho coeficiente y su análisis posterior al introducirlo en un modelo de simulación de calidad del agua.

7.2.1. MEDICIÓN DE LA REACCIÓN DEL CLORO CON EL VOLUMEN DE AGUA, COEFICIENTE K_B

Para obtener este coeficiente de reacción, se emplea una metodología (ver apartado 4.2) que consiste en tomar muestras de agua en diferentes puntos de la red de distribución, que se almacenan en frascos de color ámbar limpios, para posteriormente medir dentro de ellos, a diferentes intervalos de tiempo, la concentración de cloro (Ilustración 7.5). Lo anterior se realiza

de la forma siguiente: a) toma de muestra de la toma domiciliaria, b) obtención del número de muestras planeado, c) colocación de la muestra dentro de las celdas, d) lectura de la muestra con el equipo de medición de cloro, e) adición de reactivo a la celda, f) lectura de la muestra con reactivo con el equipo de medición de cloro, g) obtención de concentración para ese tiempo. El procedimiento anterior se realiza a diferentes intervalos de tiempo, hasta que la concentración en las muestras sea muy cercana a cero. Es posible trazar la curva de decaimiento del cloro con el agua en cada una de las muestras (Tabla 7.2).

Con este proceso se obtienen los datos necesarios para determinar la reacción del cloro con el agua (se excluye la reacción con la pared del tubo).

Después se procesan los datos de las mediciones (Tabla 7.2) mediante un programa de ajuste, con el objetivo de obtener una curva que represente el decaimiento de la sustancia (Ilustración 7.6).

El ajuste que se realiza es de tipo exponencial, con base en la siguiente expresión:

$$C = C_o e^{-k_b t}$$

donde:

k_b = es el coeficiente de reacción del cloro con el agua

C_o = concentración de la sustancia al inicio del tramo, (mg/L)

Por lo tanto, el valor del coeficiente de reacción con el volumen del agua k_b , en el ejemplo anterior (Ilustración 7.6), será 0.1228.

Es importante mencionar que en ciertos estudios se toma un número elevado de muestras dentro de la red de distribución analizada (Alcocer *et al.*, 2002; Alcocer *et al.*, 2003) con el objetivo

Ilustración 7.5 Procedimiento para obtener el coeficiente de reacción del cloro con el agua kb, en cada muestra

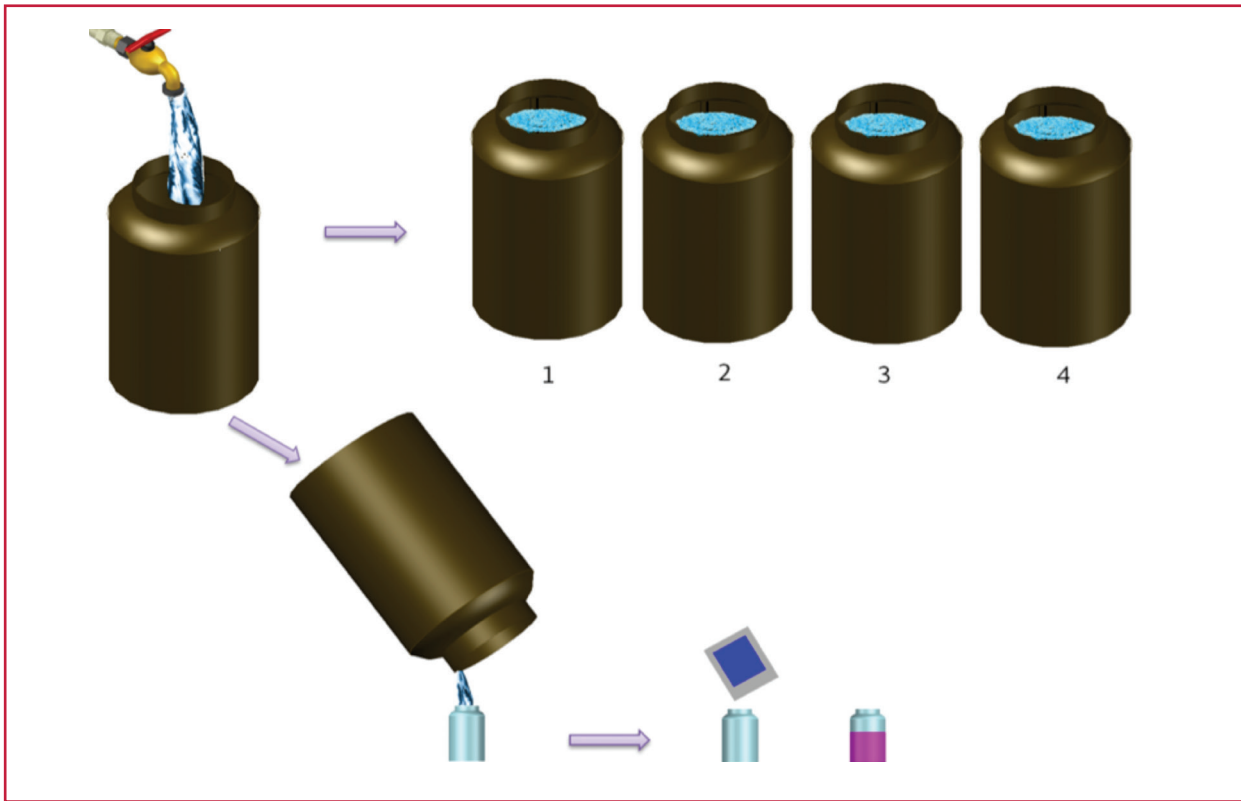


Ilustración 7.6 Curva de decaimiento de cloro por reacción con el agua (Alcocer et al., 2003)

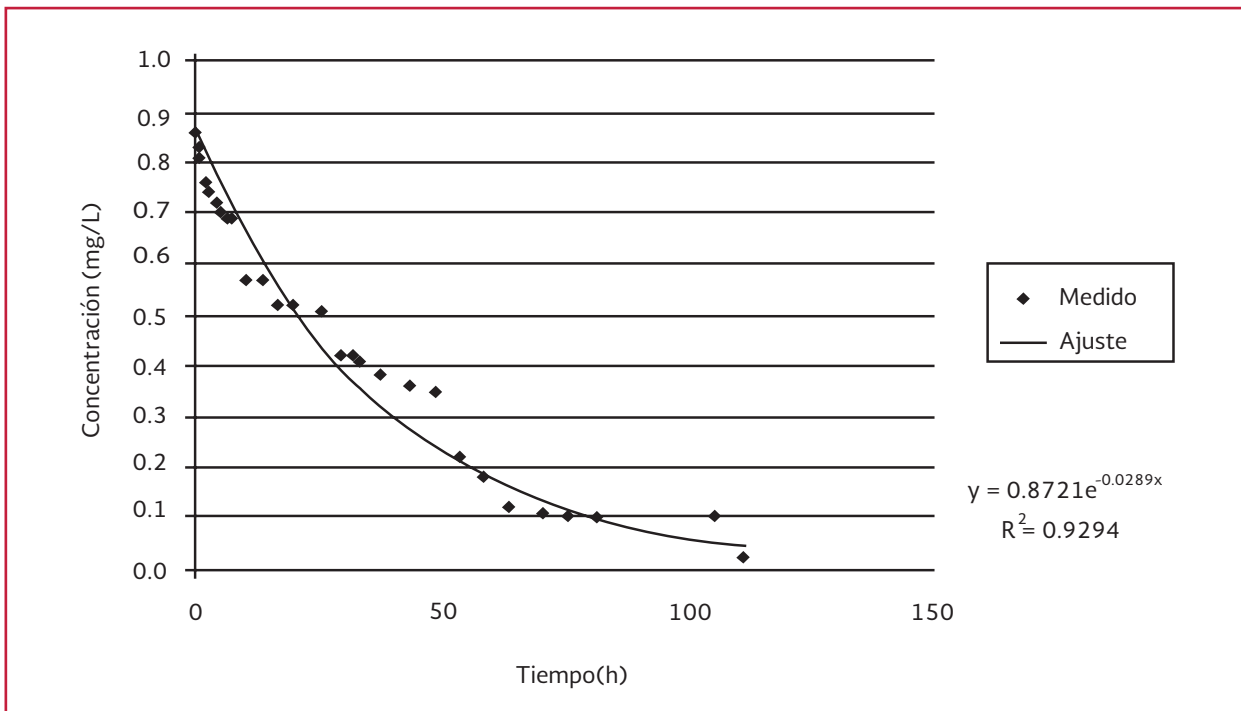


Tabla 7.2 Mediciones de concentración de cloro en un punto de muestreo para obtener k_b (Alcocer *et al.*, 2003).

Hora	Intervalo	Tiempo desde el inicio	Concentración	Concentración ajustada	error
	(h)	(h)	(mg/L)	(mg/L)	%
10:15	00:00	0	1.18	1.248	-5.471441
11:15	01:00	1	0.98	1.185	-17.31114
12:15	01:00	2	1	1.125	-11.12885
13:15	01:00	3	0.97	1.068	-9.202809
14:15	01:00	4	0.94	1.014	-7.323757
15:15	01:00	5	0.94	0.963	-2.386856
16:15	01:00	6	0.85	0.914	-7.030765
17:15	01:00	7	0.81	0.868	-6.686338
18:15	01:00	8	0.79	0.824	-4.142259
19:15	01:00	9	0.79	0.782	0.9641221
20:15	01:00	10	0.71	0.743	-4.426341
21:15	01:00	11	0.70	0.705	-0.752908
22:15	01:00	12	0.67	0.670	0.0539953
23:15	01:00	13	0.64	0.636	0.6652301
01:15	02:00	15	0.54	0.573	-5.773504
03:15	02:00	17	0.51	0.517	-1.274526
05:15	02:00	19	0.50	0.466	7.3763958
07:15	02:00	21	0.50	0.420	19.121071
10:15	03:00	24	0.47	0.359	30.838662
13:15	03:00	27	0.40	0.307	30.112157
16:15	03:00	30	0.34	0.263	29.22795
19:15	03:00	33	0.34	0.225	50.999707
23:15	04:00	37	0.21	0.183	14.782589
03:00	03:45	40.75	0.16	0.151	6.2432309
07:00	04:00	44.75	0.12	0.122	-1.933186
13:00	06:00	50.75	0.08	0.090	-10.73728
17:00	04:00	54.75	0.06	0.073	-17.60689
20:00	03:00	57.75	0.04	0.062	-35.81711

de obtener un grupo de coeficientes de reacción representativo de la zona y con base en ellos determinar, mediante un promedio aritmético, un valor representativo del coeficiente.

En la Tabla 7.3 y la Tabla 7.4 se muestran los diferentes valores reportados en la literatura por ingenieros e investigadores dedicados al tema.

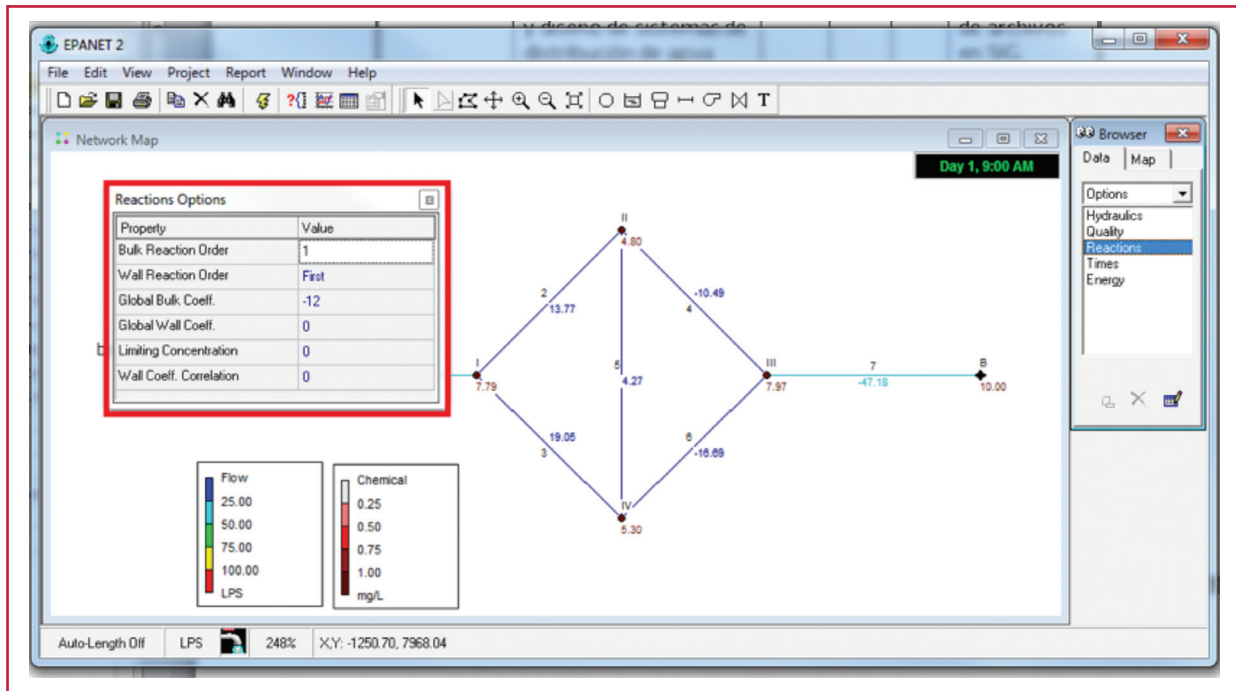
En algunos programas comerciales, el coeficiente de reacción con el volumen de agua, k_b ,

(coeficiente global de reacción con el medio) se maneja por separado del otro tipo de reacciones (Ilustración 7.7).

7.2.2. MEDICIÓN EN TRAMOS PARA DETERMINAR EL COEFICIENTE DE DECAIMIENTO TOTAL K

El cloro decae también por reacción con la pared de las tuberías. Para modelar el efecto conjunto de

Ilustración 7.7 Editor de reacciones dentro del programa EPANET 2.0



la reacción del cloro con el agua y la pared, se utiliza un coeficiente de decaimiento k . La ecuación que describe e involucra el decaimiento total de una sustancia dentro de un tramo de tubería es:

$$C = C_0 e^{-k \frac{L}{u}} \quad \text{Ecuación 7.1}$$

donde:

- k = Coeficiente de decaimiento total, h^{-1}
- L = Longitud del tramo, m
- u = Velocidad del flujo dentro del tramo, m/s
- C = Concentración de la sustancia al final del tramo, mg/L
- C_0 = Concentración de la sustancia al inicio del tramo, mg/L

Para obtener el coeficiente de decaimiento total k en campo, se realiza el siguiente procedimiento:

1. Selección de un tramo de tubería que no contenga derivaciones (tuberías o tomas domiciliarias), ver Ilustración 7.8a
2. Excavación en el tramo seleccionado (en caso de requerirse) , ver Ilustración 7.8b
3. Colocación de dos medidores de gasto que determinen el caudal que transporta la tubería al inicio y al final (promedio). En caso de tener únicamente un solo medidor, es recomendable dejarlo operando por más tiempo, para conocer con mayor detalle la evolución del caudal. El medidor de caudal puede ser electromagnético, ultrasónico o de inserción. Sin embargo, se deberá tener el cuidado de que estos equipos se encuentren debidamente calibrados. Además, se deben respetar las indicaciones de colocación del medidor, al considerar una distancia de cierto número de diámetros, en caso de estar cerca de un cambio de dirección debido

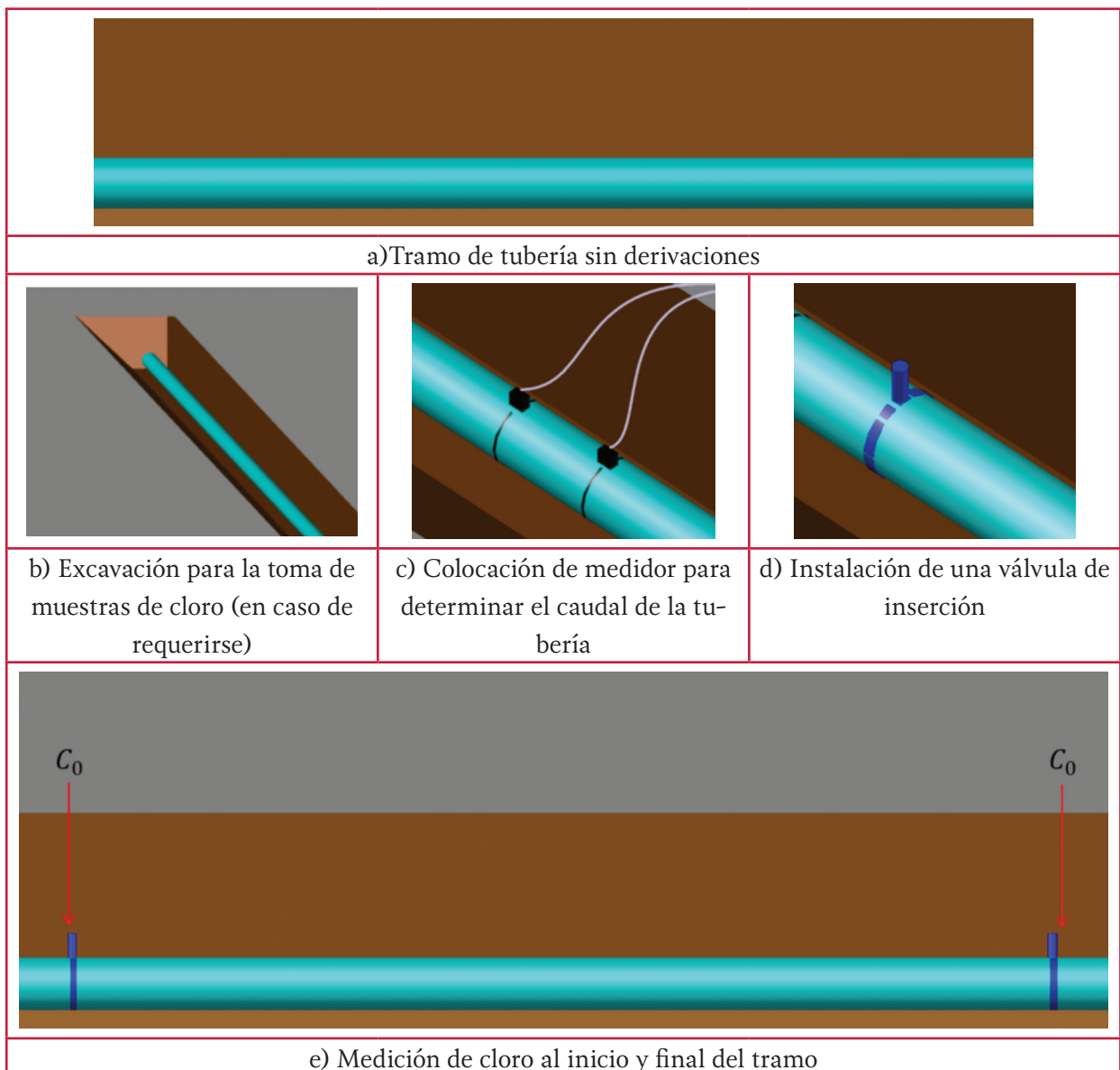
a la turbulencia que pudiera presentarse en la tubería (ver Ilustración 7.8c)

4. Perforación e inserción de una válvula al inicio y al final del tramo de tubería. Esto se hace para poder efectuar la lectura de cloro en ambos lugares, o bien si se coloca un medidor de inserción (tubo Pitot, por ejemplo), pueden ser útiles las perforaciones (ver Ilustración 7.8d y e)

Lo recomendable para obtener la constante de decaimiento total k será considerar el procedimiento antes descrito. Sin embargo, en caso de no poder excavar, podría limitarse a la toma de lecturas al inicio y al final de la tubería en las tomas domiciliarias

Otra sugerencia es la de hacer varios ensayos con el fin de obtener el comportamiento del decaimiento dentro de la tubería.

Ilustración 7.8 Procedimiento para obtener el coeficiente k (primera parte)



Es importante señalar que esta medición se ejecutaría en cada uno de los diámetros involucrados en la red de distribución, si es que se cuenta con la posibilidad económica y con el apoyo del organismo operador. Posteriormente se obtiene el valor de k . Si se despeja la fórmula siguiente:

$$C = C_o e^{-k \frac{L}{u}}$$

Una vez obtenido el valor de k , se asigna el valor de cada uno de los coeficiente en el modelo de simulación. Tanto en México como en el extranjero, diferentes investigadores han publicado diversos valores. En la Tabla 7.3 se muestran algunos de ellos.

Tabla 7.3 Coeficientes de decaimiento total k reportados en México

Autor (es)	d (pulgadas)	Material de la tubería	k h^{-1}
Alcocer-Yamanaka <i>et al.</i> , 2002	16	A-C	0.414
	10	A-C	0.189
Alcocer-Yamanaka <i>et al.</i> , 2003	3	PVC	0.8042
	6	A-C	0.8438
	6	A-C	1.2079
	10	A-C	0.2071
	10	A-C	0.2007
	12	A-C	0.4101
	12	A-C	0.5404
	18	A-C	0.214

En otros estudios, relacionaron la velocidad con los diferentes coeficientes en dos tuberías con diferente diámetro, (Rossman, et al, 1994), ver Tabla 7.4 e Ilustración 7.9.

Como se ha mencionado, la medición y determinación de este coeficiente involucran recursos humanos y financieros, entre otros, que podrían ser difíciles de obtener.

Tabla 7.4 Valores del coeficiente de decaimiento del cloro k (día^{-1}) reportados para diferentes temperaturas en cuatro localidades de Francia (Clark, R., 1992)

Localidad	5 °C	16 °C	25 °C
Orly	2.40	4.20	4.35
	3.10	3.41	4.44
Vanne	0.70	4.00	
		1.10	
		1.44	3.17
lvry		3.55	6.72
	1.68	2.92	7.12
Loring			4.68
	1.03	1.75	2.64

7.2.3. CÁLCULO DE LA REACCIÓN CON LA PARED DE LA TUBERÍA (TASA DE REACCIÓN CON LA PARED)

Además de la reacción con el agua, las sustancias como el cloro, reaccionan con las paredes de las tuberías. Tanto la cantidad de superficie sometida a la reacción como la velocidad de transferencia de masa entre el flujo y la pared, influyen en el valor global de reacción.

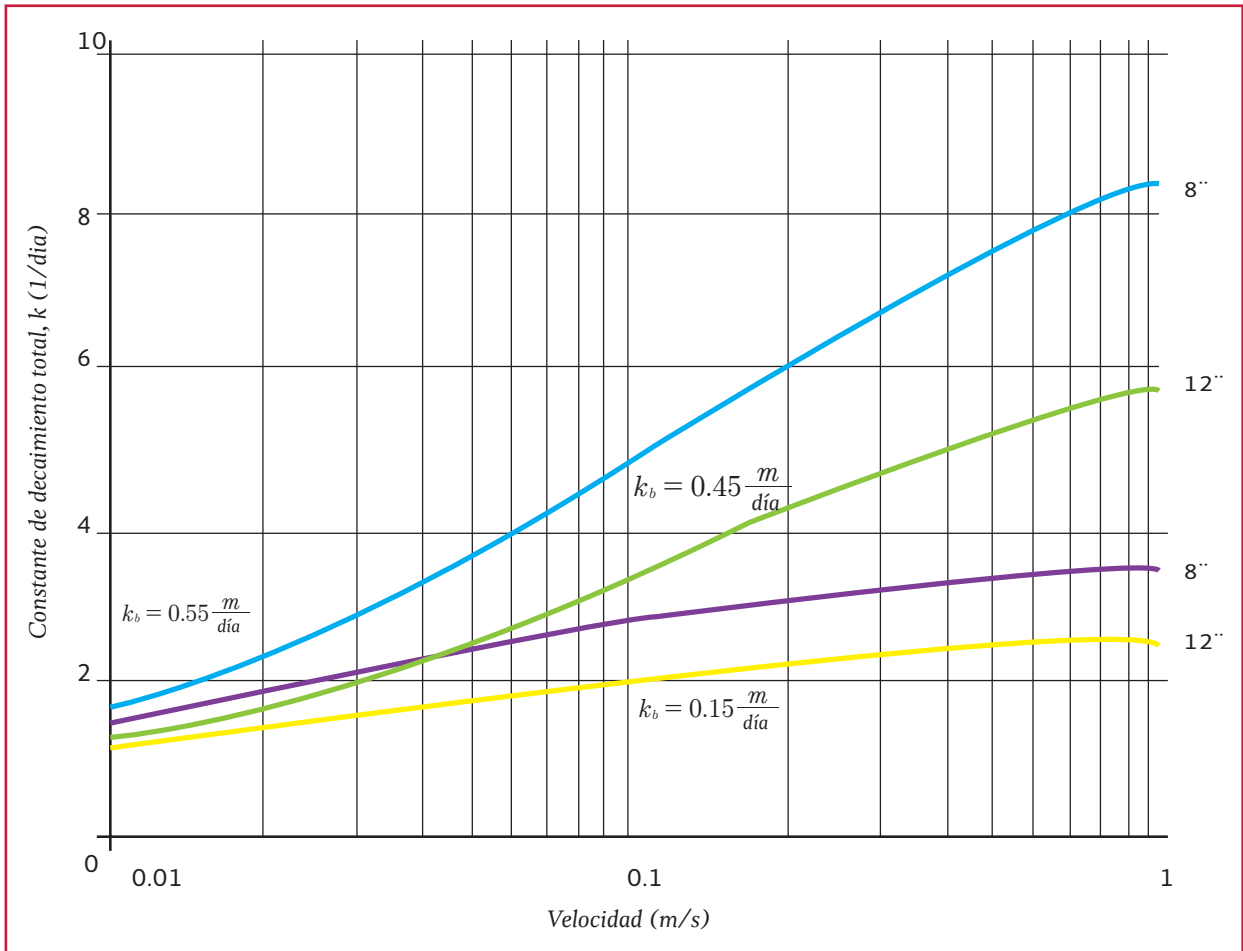
La mayoría de los programas comerciales limita las opciones de la velocidad de reacción con la pared a un orden 0 o a un orden 1, por lo que las unidades de k_w son masa/área/tiempo o bien longitud/tiempo, dependiendo del orden de la reacción. Existen dos formas para obtener este coeficiente de reacción:

- Indirecta
- Directa

7.2.3.1. Indirecta

La reacción con la pared de la tubería se expresa por medio de un coeficiente que se puede conocer a partir de los coeficientes de decaimiento total k y la reacción con el volumen del agua k_b , mediante mediciones en campo.

Ilustración 7.9 Coeficiente de decaimiento total k en función de la velocidad (Rossman et al., 1994)



El coeficiente de transferencia de masa entre el flujo de agua y la pared k_w se obtiene con el siguiente procedimiento (Tzatchkov, 1996): Se calcula el coeficiente de transferencia de masa k_f (Edwards et al., 1976) mediante:

$$k_f = Sh \frac{D}{d} \quad \text{Ecuación 7.2}$$

donde:

- k_f = Coeficiente de transferencia de masa
- Sh = Número de Sherwood
- D = Difusión molecular del cloro en el agua $D = 1.25 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$
- d = Diámetro de la tubería

El número de Sherwood se calcula de la forma:

$$Sh = 0.023 Re^{0.83} Sc^{0.333} \quad \text{Ecuación 7.3}$$

para $Re > 2300$

$$Sh = 3.65 + \frac{0.0688 \left(\frac{d}{L}\right) Re Sc}{1 + 0.04 \left[\left(\frac{d}{L}\right) Re Sc\right]^{2/3}}$$

para $Re \leq 2300$

Ecuación 7.4

donde:

- Re = Número de Reynolds (adimensional)
- L = Longitud de la tubería (L)

- d = Diámetro de la tubería (L)
 Sc = Número de Schmidt (adimensional)
 ν = Viscosidad cinemática del fluido, (L²/T)

Después, se despeja el coeficiente de reacción con la pared k_w de la expresión siguiente:

$$k = k_b + \frac{2k_w k_f}{r(k_w + k_f)} \quad \text{Ecuación 7.5}$$

donde:

- r = Radio de la tubería (L)

7.2.3.2. Directa

Debido a la relación del coeficiente de reacción con la pared k_w con la rugosidad de la tubería con el tiempo e implícitamente con la edad y el material de la misma, existen programas que consideran esta dependencia con el coeficiente de rugosidad, aunque es una forma muy aproximada de la realidad ya que, como se ha descrito en capítulos anteriores, el valor dependerá de las condiciones particulares del lugar del estudio.

La expresión utilizada para ello depende de la fórmula de pérdidas empleada (EPANET®, 2002), ver Tabla 7.5.

Tabla 7.5 Fórmulas para k_w

Fórmula de pérdidas	Fórmula para k_w
Hazen-Williams	$k_w = \frac{F}{C_H}$
Darcy-Weisbach	$k_w = \frac{-F}{\log\left(\frac{e}{d}\right)}$
Chezy-Manning	$k_w = F n$

donde:

- C_H = Coeficiente de pérdidas de Hazen-Williams
 e = Rugosidad absoluta empleada en la fórmula de Darcy-Weisbach
 d = Diámetro de la tubería (L)
 n = Coeficiente de rugosidad de Manning
 F = coeficiente de correlación rugosidad-reacción en la pared

El coeficiente F debe obtenerse a partir de experimentos de campo para cada red en particular (situación análoga al método anterior). Sin embargo, una ventaja con respecto al procedimiento indirecto es que basta con un solo parámetro F , para hacer variar en una forma razonable el coeficiente de reacción en la pared, en la red.

En los manuales de programas como EPANET 2.0 se indica que el valor de k_w para reacciones de primer orden puede ser de 0 a 1.5 m/día. Sin embargo, para obtener información veraz de la red de distribución, es recomendable realizar las mediciones en campo pertinentes.

7.2.4. RECOMENDACIONES

La introducción de los valores de los coeficientes de reacción dependerá del programa comercial elegido. En algunos de ellos, como EPANET®, los coeficientes de reacción con la pared k_w y con el agua k_b se introducen por separado. Caso contrario ocurre con programas como SCADRED®, en los que únicamente se introduce el coeficiente de decaimiento total de la sustancia k .

7.2.5. COMPARACIÓN DE RESULTADOS

Una vez introducidos los valores de las reacciones, las condiciones iniciales y de frontera, y el tipo de simulación, se procede a realizar el proceso de calibración y ajuste de los resultados (Ilustración 7.8). La precisión de un modelo que simula el comportamiento de una sustancia dentro de una red de distribución se altera por varios factores, de entre los que destacan:

- Confiabilidad del catastro de la red
- Calibración hidráulica y de calidad del agua

Es fundamental obtener un catastro confiable de la red de distribución analizada. Además, se deberá tener una buena calibración hidráulica

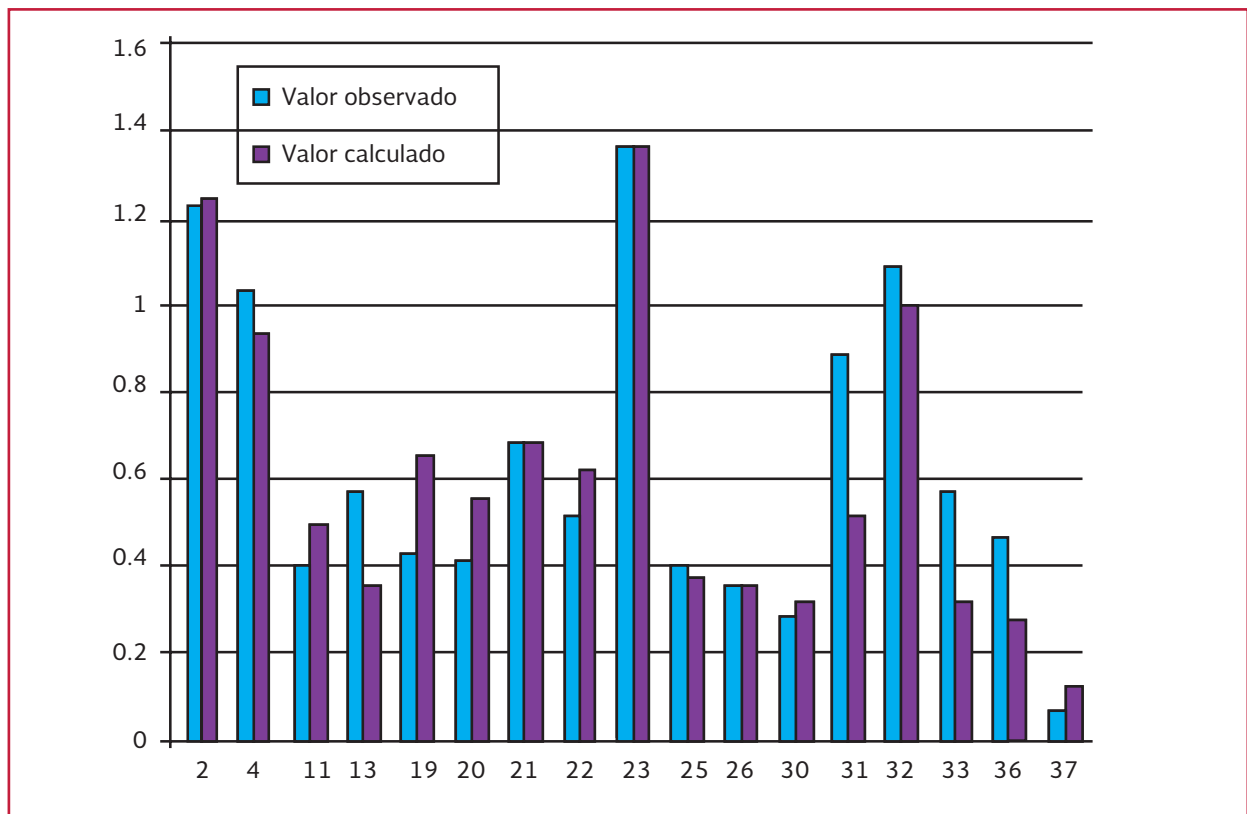
ya que será la base del modelo de simulación de calidad del agua.

En caso de no contar con estos elementos, es recomendable no realizar las simulaciones debido a que se presentarían resultados erróneos.

Otros factores que alteran la precisión de un modelo de calidad del agua son:

- Desconocimiento del estado de las válvulas del sistema (abiertas, cerradas o semicerradas)
- Coeficientes de reacción obtenidos en la literatura (recomendable obtenerlos en campo)
- Omisión de la dispersión en la mayoría de los programas comerciales
- Variación estocástica de la demanda

Ilustración 7.10 Comparativa de resultados (modelo vs medición) ubicados en la región uno del sector Humaya, en Culiacán, Sin. (Santos-Téllez, 2012)





8

MODELOS HIDRÁULICOS Y DE CALIDAD DEL AGUA

8.1. ANTECEDENTES Y ESTADO DEL ARTE EN EL MUNDO

Dada la importancia y la utilidad de los modelos de calidad del agua en las redes de distribución, varios autores en diferentes países han trabajado sobre el tema y han propuesto modelos de este tipo. Algunos de esos modelos han sido implementados en programas de computadora.

En orden cronológico, las primeras aportaciones tratan el flujo permanente, sin y con reacción, analizando ante todo el producto de la mezcla de agua de diferente calidad en los nodos de la red. Aportaciones de ese tipo están contenidas en las publicaciones expuestas (Wood, 1980; Males *et al.*, 1985; Clark y Males, 1986; Males y Grayman, 1988; Wood y Ormsbee, 1989) y otros.

Posteriormente, se propusieron modelos dinámicos, como el modelo lagrangiano de transporte (Liou y Kroon, 1987), el enfoque dinámico para modelar la calidad del agua (Grayman *et al.*, 1988), el Método de los elementos discretos (Rossman *et al.*, 1993), y otros.

En 1991, la American Water Works Research Foundation y la Environmental Protection

Agency (EPA) organizan en Cincinnati, Ohio una conferencia internacional sobre el tema (AWWARF y EPA, 1991), en donde se presentan diferentes modelos y experiencias de su aplicación en varios países. En 1996, la American Water Works Research Foundation publica los resultados de un proyecto multianual realizado en los Estados Unidos de América y Francia, con aplicación de modelos de este tipo en diferentes ciudades de varios países (AWWARF, 1996).

Lewis Rossman y colaboradores de la EPA realizan unas de las aportaciones más importantes en el campo de la modelación de la calidad del agua en las redes de distribución. Además de proponer su método de modelación del transporte por advección y reacción (Rossman *et al.*, 1993), implementan el ahora bien conocido programa de cómputo EPANET® (disponible en la página de Internet de la EPA) y llevan a cabo mediciones en una red de distribución para comparar las predicciones de EPANET® con las concentraciones medidas de flúor y cloro (Rossman *et al.*, 1994). Pero para algunos puntos de medición ubicados en tuberías con baja velocidad del flujo, EPANET no logra representar bien las concentraciones medidas (Rossman *et al.*, 1994). Una de las probables razones de esta diferencia es la necesidad de considerar la demanda altamente variable y la dispersión no permanente que se genera en la

tuberías, condiciones que no pueden ser consideradas en el EPANET® (Tzatchkov *et al.*, 2002).

Son muy pocas las aportaciones dirigidas a estudiar y modelar la influencia de la dispersión en los modelos de calidad del agua. En este sentido, destaca el trabajo realizado por Biswas *et al.* (1993), en el que construyeron un modelo con flujo permanente donde se considera el transporte axial por convección y en dirección radial por difusión, y que incorpora una ecuación de primer orden para el decaimiento de la concentración del soluto, cloro residual en este caso, dentro un sistema de distribución. Posteriormente se publicó el modelo denominado QUALNET (Islam y Chaudhry, 1998), que soluciona la ecuación de advección-dispersión en ejemplos de redes pequeñas, sin presentar consideraciones del valor del coeficiente de dispersión a utilizar.

8.2. ESTADO DEL ARTE EN MÉXICO

En México se ha trabajado en el IMTA y en el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) sobre el tema del modelado de la calidad del agua en las redes de distribución.

En 1994, el IMTA desarrolló el modelo matemático y programa de cómputo MOCARD® (Tzatchkov *et al.*, 1994) para simular los cambios en la calidad del agua y la mezcla de solutos químicos dentro de la red, en condiciones de flujo permanente. Con este estudio, el IMTA, por vez primera en México y en América Latina, ofreció un modelo de este tipo que pudiera obtener la concentración en todos los nodos de la red de sustancias conservativas y no conservativas, la contribución de cada fuente sobre el consumo en

cada nodo, el decaimiento del soluto en la red, el tiempo de residencia del agua dentro de las tuberías y la mezcla de agua de diferente calidad en redes con más de una fuente de abastecimiento.

Posteriormente, en el extranjero, se publicó un modelo numérico del decaimiento del cloro en redes de agua potable con flujo no permanente, considerando la advección y la reacción (Tzatchkov, 1996b). En esta publicación se presenta un modelo computacional de simulación dinámica, que puede predecir las concentraciones de cloro en cualquier punto de una red y para cada intervalo de simulación, dadas ciertas concentraciones en las fuentes. En el trabajo siguiente se mostró que, para representar correctamente las variaciones de la concentración del soluto, el modelo matemático debe considerar los procesos básicos que las originan: la advección, que representa el transporte del soluto originado por la velocidad del flujo, la difusión, que representa el movimiento de la sustancia desde puntos de alta hacia otros de baja concentración y la reacción del soluto con el agua y las paredes de tuberías y tanques. El efecto conjunto de la difusión y de la no uniformidad de la velocidad en la sección transversal del tubo da lugar a un proceso de mezcla más intensa llamado dispersión.

Por su parte, el Instituto de Ingeniería de la UNAM presentó una solución del decaimiento no permanente del cloro en las redes de agua potable, considerando la advección y la reacción, y describe un modelo de red de agua potable implementado en laboratorio para comprobar el modelo presentado (Chávez *et al.*, 2000). Además, demostró que en todos los casos se presenta una mezcla completa en las uniones (Cruickshank y Chávez, 2004) y demostró, de forma experimental, que la mezcla de dos flujos que convergen en un cruce de tubería se produce cuando uno de los

flujos es más intenso que otro, por lo que la condición de mezcla completa no se cumple en todos los casos.

La incorporación del fenómeno de la dispersión se presentó en los últimos años. Tzatchkov *et al.* (2000, 2002b) presentaron una solución numérica eficiente de tipo euleriano-lagrangiano para la advección-dispersión en redes de tuberías con flujo no permanente. De acuerdo con la técnica de los métodos euleriano-lagrangianos, en cada incremento de tiempo se aplican dos procedimientos en la solución numérica: uno lagrangiano, en el que se considera la advección, seguido por uno euleriano, que incluye la dispersión. Posteriormente, en publicaciones conjuntas con la Universidad de Cincinnati, se realizaron trabajos en los que se integra la demanda estocástica de los usuarios con un modelo de simulación de calidad del agua, que incluye dispersión (Li *et al.*, 2004).

En México se han realizado esfuerzos para aplicar este tipo de modelos de simulación hidráulica y de calidad del agua en ciudades de mediano tamaño (Alcocer *et al.*, 2004), y recientemente se han comenzado a emplear para el diseño de sectores hidrométricos, mediante un análisis de contribución de fuentes (Alcocer *et al.*, 2005).

8.3. RECOMENDACIONES EN LA ELECCIÓN DE UN PROGRAMA DE SIMULACIÓN HIDRÁULICA Y DE CALIDAD DEL AGUA

Dependerá de los objetivos del proyecto la elección que se haga del programa comercial o de dominio público. A continuación se presenta

una serie de recomendaciones para tomar en cuenta, antes de adquirir un programa de simulación hidráulica y de calidad del agua:

- No se requiere un programa con un costo muy elevado, cuando el nivel de confiabilidad del catastro de la red de distribución es bajo. Primero habrá que atender otros aspectos en cuanto al manejo del agua en el sitio, como: actualización del catastro de tuberías y estado de válvulas, sectorización, reducción integral de pérdidas, entre otros. Después, adquirir un modelo de simulación que capture la información relacionada con la red de distribución
- Recordar que el sistema de distribución de agua se incluirá en el modelo y que para alcanzar un nivel confiable de calibración del mismo se deberá realizar un número importante de mediciones de caudal y presión. De lo contrario, ningún programa, por sofisticado y completo que sea, representará el comportamiento real de la red de distribución y traerá aparejados malos resultados, inversión económica perdida y un modelo desaprovechado
- Existen en el mercado modelos o programas comerciales que son gratuitos. Esto alivia la inversión requerida y permite cuidar los recursos de la institución. Incluso algunos de esos modelos o programas son compatibles con programas más robustos, lo que permite comenzar con ese tipo de modelos y después migrar a un programa más completo. Lo anterior es de gran importancia porque se tiene la creencia de que cuanto más económico el modelo, más limitado. De hecho, la mayoría de los programas modernos parten de un modelo gratuito

- Se deberá revisar el costo por la asesoría o capacitación en línea o personalizada por parte de la empresa distribuidora del programa, así como recordar que en la elección del programa está incluido el mantener en los años siguientes una estrecha relación con el distribuidor, que se traduce directamente en recursos económicos, por las nuevas versiones y adelantos que pudiera tener el programa. Por lo anterior, se deberá preferir aquellas empresas que tengan personal calificado en México, para reducir costos en las asesorías, pues las provenientes del exterior son muy costosas
- Elegir un programa compatible con otros programas de su tipo
- En algunos programas se cuenta con el código del programa, lo que favorece la programación de nuevas aplicaciones y no se dependerá del distribuidor del programa; o bien, se puede adquirir únicamente los módulos programados adicionales
- Se deberá elegir el programa comercial de acuerdo con el nivel de detalle del proyecto (ver capítulos 3 y 7). Por ejemplo, si únicamente se realizará un modelo de planeación, bastaría con alguna versión limitada o gratuita. En caso contrario, si realiza un estudio de calidad del agua que llega a los usuarios, se deberá elegir una versión de modelo que maneje un elevado o ilimitado número de nodos. Esto se debe a que en este tipo de estudios se incluyen también las tuberías secundarias, lo que incrementa directamente el número de nodos. Si el proyecto implica entregar planos con cuantificación de obra y piezas especiales, se recomiendan las versiones que trabajen en un entorno de AutoCAD®
- La razón de incluir las tuberías secundarias en los modelos de simulación de calidad del agua es porque en ellas se presentan los mayores cambios físico-químicos de ciertas sustancias, como el cloro residual libre. La razón fundamental de que ocurran estos cambios son los altos tiempos de residencia, lo que permite que las sustancias reaccionen con otras y se origine el proceso de reacción con el volumen del agua k_b y con las paredes de las tuberías k_w
- Para el caso de una simulación de la calidad del agua en una red de distribución, se deberá revisar primeramente si el modelo tiene un módulo de calidad del agua. Posteriormente observar qué tipo de simulación realiza. Los tipos de modelación son estática y dinámica (periodos extendidos)
- En caso de realizar un estudio preliminar de la calidad del agua (por ejemplo, del comportamiento del cloro dentro de la red de distribución), se puede emplear una modelación estática. En caso de que se requiera conocer el comportamiento de una sustancia en el tiempo dentro de las tuberías y los tanques, se deberá realizar una simulación dinámica (periodos extendidos).

CONCLUSIONES

En el presente libro se dan recomendaciones a los organismos operadores para implementar modelos de simulación hidráulica, con las consideraciones mínimas para que los resultados obtenidos representen el funcionamiento real de la red de distribución.

El objetivo de este material es dotar a los modeladores, diseñadores y al personal de operación, criterios sobre la información con la que deben contar para implementar un modelo de simulación hidráulica y de calidad del agua y así obtener resultados adecuados. La implementación de un modelo de este tipo requiere una gran inversión de trabajo, personal, herramientas, tiempo y recursos económicos. Por esto, siempre es importante definir claramente los alcances del modelo de simulación, para que la inversión sea eficiente.

Por otra parte, el modelador debe estar al tanto de las implicaciones que los resultados de un modelo de simulación pueden tener en la toma de decisiones, y que los valores arrojados por el modelo serán tan precisos como los datos que alimentan al modelo. Un modelo de simulación es una representación burda de la realidad; no importa cuánto trabajo se invierta, nunca podrá recrearse el comportamiento del sistema real al 100 por ciento.

Los modelos de simulación matemática son la base para el cálculo hidráulico y de calidad del agua de diferentes estados que se producen en la red de distribución. Del producto de estas simulaciones se extrae información útil para la planificación, operación y gestión de la red. Es importante tener en cuenta que, aunque ya existen programas de cómputo que auxilian en la solución del problema de análisis, esto requiere disponer de datos, lo que normalmente no ocurre. Para superar este tipo de obstáculos, se han desarrollado diferentes técnicas para el análisis hidráulico de las redes de distribución, que pueden aplicarse de dos maneras, en una red de distribución nueva y en una red que se encuentre en servicio.

En caso de tener una red nueva, el problema se reduce considerablemente ya que la información existente proviene de los parámetros de diseño. Lo contrario ocurre con una red en servicio, donde las dificultades se incrementan. Bajo estas circunstancias, los parámetros con los que se proyectó la red se han modificado por el propio funcionamiento de esta. Saber qué parámetros se han modificado y las circunstancias que hacen que varíen es fundamental en el momento de estimarlos. Es aquí donde se

manifiesta una de las aportaciones de la presente obra. A diferencia del manual del usuario de algún programa de simulación, aquí se pretende analizar cómo se estiman estos parámetros y con ello obtener mejores resultados y un mayor conocimiento de la red de distribución analizada. También se describen con detalle las etapas en la elaboración de un modelo hidráulico y los puntos importantes que permitirán lograr un modelo de simulación adecuado.

En la actualidad, se cuenta con modelos de simulación de calidad del agua que calculan, entre otros valores, la evolución de un soluto, como el cloro residual dentro de las tuberías. Los avances en los modelos de simulación constituyen un desarrollo de nuevo conocimiento. La base teórica de los modelos de simulación de calidad del agua, como son los mecanismos de transporte que intervienen, las ecuaciones fundamentales, las reacciones cinéticas y los tipos de simulación (estática y dinámica) son un aporte sustantivo de la presente obra. Además, se incluye un tema de reciente incorporación en este campo: la dispersión.

Los modelos de calidad del agua generalmente son empleados para conocer la concentración de sustancias conservativas, como el flúor, y no conservativas, como el cloro residual, que cobra importancia al ser el desinfectante más empleado dentro de las redes. El presente manual dedica un capítulo a la calidad del agua en los sistemas de distribución y los posibles problemas asociados a la calidad del agua dentro de las tuberías; también se incluyen las propiedades del cloro residual y sus formas de suministro.

Dado que diferentes firmas de ingeniería comercializan programas y productos relacionados con los modelos de simulación, aplicados a las redes de distribución, es importante evaluar y ponderar los múltiples programas que se ofertan. A partir de las necesidades específicas y de las condiciones del sistema, este manual apoya al usuario de dichos programas y productos en la elección final de los mismos.

Los procedimientos, datos, modelos matemáticos y observaciones en torno a programas de cómputo presentados en este libro son resultado de la experiencia ganada a lo largo del tiempo por parte de los especialistas en la materia, que han desarrollado e implementado numerosos proyectos. Sin embargo, en ningún caso debe considerarse esta información como obligatoria o como norma oficial. Más bien debe ser considerada como una guía para el proceso del modelado hidráulico y de calidad del agua.

Al igual que una red de distribución de agua potable, ningún modelo de simulación es igual a otro. Los procedimientos, datos y resultados obtenidos de uno rara vez pueden exportarse a otro. Por esta razón, la implementación de un modelo es un proceso de aprendizaje y retroalimentación.

BIBLIOGRAFÍA

- Albornoz, G. P. (2011). *Agregación espacial y temporal de la demanda en redes de distribución de agua potable*. Tesis de Maestría. México: Posgrado en Ingeniería, UNAM.
- Albornoz, P. y Serra, M. (2011). *Proyecto de sectorización de la red de agua potable del municipio de Xicotepec de Juárez, Puebla*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Alcocer-Yamanaka, V. H. (2007). *Flujo estocástico y transporte en redes de distribución de agua potable*. Tesis de Doctorado. México: Facultad de Ingeniería, UNAM.
- Alcocer-Yamanaka, V. H., Arreguín, F. I. y Feliciano, D. (2005). Medición y caracterización de la demanda instantánea de agua potable. *Ingeniería hidráulica en México*, XX(1): 67-76.
- Alcocer-Yamanaka, V. H., Tzatchkov, V. y Feliciano, D. (2003). *Modelo de transporte de sustancias con flujo no permanente en redes de agua potable*. Jiutepec, México: IMTA.
- Alcocer-Yamanaka, V., Tzatchkov, V. y Arreguín, F. (2004). Modelo de calidad del agua en redes de distribución. *Ingeniería hidráulica en México* XIX(2): 77-88.
- Bhave, P. (1988). Calibrating Water Distribution Networks Models. *Journal of Environmental Engineering* 114(1): 12-136.
- Biswas, P., Lu, C. S. y Clark, R. M. (1993). A Model for Chlorine Concentration Decay in Pipes. *Water Research* 27(12): 1715-1724.
- Boccelli, D., Tryby, M., Uber, J. y Summers, R. (2003). A Reactive Species Model for Chlorine Decay and THM Formation Under Rechlorination Conditions. *Water Research* 37(11): 2654-2666.
- Bois, F., Fahmy, T., Block, J.-C. y Gatel, D. (1997). Dynamic Modeling of Bacteria in Pilot Drinking-Water Distributions System. *Water Research* 31(12): 3146-3156.
- Boulos, P. F. y Altman, T. (1993). Explicit Calculation of Water Quality Parameters in Pipe Distribution Systems. *Civil Engineering Systems* 10(3): 187-206.
- Boulos, P. F., Altman, T. y Sadhal, K. (1992). Computer Modeling of Water Quality in Large Multiple Source Networks. *Journal of Applied Mathematical Modelling* 16(8): 139-445.
- Boulos, P., Lansey, K. y Karney, B. (2004). *Comprehensive Water Distribution System Analysis Handbook for Engineers and Planners*. Pasadena, California: MWH Soft, Inc.
- Buchberger, S. G., Carter, J. T., Lee, Y. H. y Schade, T. G. (2003). *Random demands, travel times and water quality in dead ends*. Denver, Colorado: AWWARF Report 90963F.
- Capella, A. (2005). *Taller sobre políticas actuales dentro de los sistemas de agua potable en México*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Chapra, S. (1997). Surface Water-Quality Modeling. En *Series in Water Resources and Environmental Engineering*. Nueva York: McGraw-Hill.

- Chaudhry, M. e Islam, R. (1994). *Water Quality Modeling in Distribution Systems*. Memorias de la conferencia Improving Efficiency and Reliability in Water Distribution Systems. Valencia, España.
- Chávez, C., Fuentes, O. y Osnaya, R. (2000). Modelo para obtener la concentración del cloro en las redes de tuberías. *Memorias del XVI Congreso Nacional de Hidráulica*, Avances en hidráulica 6, pp. 265-270. Morelia, México.
- Chun, D. y Selznick, H. (1985). Computer Modeling of Distribution System Water Quality. Applications in Water Resources, en *Proceedings from the 1985 ASCE Water Resources Planning and Management Conference*, pp. 448-456.
- Clark, R. M. (1998). Chlorine Demand and TTHM Formation Kinetics a Second-Order Model. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE 124(1): 16-24.
- Clark, R. M. y Sivaganesan, M. (1998). Predicting Chlorine Residual and formation of TTHMs in Drinking Water. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE 124(12): 1203-1210.
- Clark, R. M., Grayman, W. M., M., M. R. y Hess, A. (1993). Modeling Contaminant Propagation in Drinking Water Distribution Systems. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE 119(2): 349-364.
- Clark, R. M., Thurnau, R., Sivaganesan, M. y Ringhand, R. (2001). Predicting the Formation of chlorinated and brominated by-products. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE 127(6): 493-501.
- Connors, K. (1996). *Chemical Kinetics: The Study of Reaction Rates in Solutions*. Nueva York: Wiley and Sons.
- Cross, H. (1936). *Analysis of Flow in Networks of Conduits or Conductors*. Universidad de Illinois.
- Cruickshank, C. y Chávez, C. (2004). *Mezcla de sustancias en cruces de tuberías*. XXI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. São Pedro, São Paulo: IAHR – AIPH.
- DOF. (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996. México: Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.
- Dukan, S., Levi, Y., Piriou, P., Guyon, F. y Villon, P. (1996). Dynamic modeling of bacterial growth in drinking water networks. *Water Research* 30(9): 1991-2002.
- Edwards, D., Denny, V. y Millis, A. (1976). *Transport Processes*. Nueva York: McGraw-Hill.
- El-Shorbagy, W. (2000). Kinetics of THM Species in Finished Drinking Water. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 126(1): 21-28.
- García, V. (2003). *Modelación de la demanda urbana de agua*. Tesis Doctoral. Valencia, España: Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Valencia.
- García-Serra, J., Fuentes, V., Iglesias, P., López, G., Martínez, F. y Pérez, R. (2002). *Modelación y diseño de redes de abastecimiento de agua*. Valencia, España: Grupo de Mecánica de Fluidos de la Universidad Politécnica de Valencia.
- Germanopoulos, G. (1985). A Technical Note on the Inclusion of Pressure Dependent Demand and Leakage Terms in Water Supply Network Models. *Civil Engineering Systems* 2(3): 171-179.

- Grayman, W., Clark, R. y Males, R. (1988). Modeling distribution system water quality: dynamic approach. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 114(3): 295-312.
- Grayman, W., Rossman, L. y Geldreich, E. (2000). Water quality. En L. Mays, *Water Distribution System Handbook*, pp. 9.1 - 9.24. McGraw-Hill.
- Guerrero, O. (2002). Modelo hidráulico para redes de agua potable. *Ingeniería hidráulica en México* XVII(1): 31-48.
- Holly, F. (1975). *Two Dimensional Mass Dispersion in Rivers*. Fort Collins: Colorado State University.
- Hua, F., West, J., Barker, R. y Foster, C. (1999). Modelling of Chlorine Decay in Municipal Water Supplies. *Water Research* 31(12): 2735-2746.
- Islam, M. y Chaudhry, M. (1998). Modeling of constituent transport in unsteady flows in pipe networks. *Journal of Hydraulic Engineering*, ASCE 124(11): 1115-1124.
- Lambert, A. (2000). *What Do We Know about Pressure: Leakage Relationships in Distribution Systems?* Memorias de la Conferencia IWA. Brno, Rep. Checa.
- Lansley, K. y Boulos, P. (2005). *Comprehensive Handbook on Water Quality Analysis for Distribution System*. Pasadena, California: MWH Soft, Inc.
- Li, Z. (2006). *Network Water Quality Modeling with Stochastic Water Demands and Mass Dispersion*. Tesis Doctoral. Universidad de Cincinnati.
- Li, Z. y Buchberger, S. G. (2004). Effect of Time Scale on PRP Random Flows in Pipe Network. En: Sehlke, G. (Ed.). *Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management*. Memorias de la Conferencia World Water and Environmental Resources Congresss 2004. Salt Lake City.
- Liou, C. y Kroon, J. (1987). Modeling the Propagation of Waterborne Substances in Distribution Networks. *Journal American Water Works Association* 79(11): 54-58.
- Lu, C., Biswas, P. y Clark, R. M. (1995). Simultaneous Transport of Substrates, Disinfectants and Microorganisms in Water Pipes. *Water Research* 29(3): 881-894.
- Males, R., Clark, R., Wehrman, P. y Gates, W. (1985). Algorithm for Mixing Problems in Water Systems. *Journal of Hydraulics Engineering*, ASCE 111(2): 206-219.
- Martínez, F. (1994). *Análisis y elaboración de un modelo matemático del sistema de agua potable del municipio de Jávea*. Proyecto final de carrera. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.
- Martinez, F., Conejos, P. y Vercher, J. (1999). *Developing an integrated model for water distributio systems considering both distrubuted leakage and pressure-dependent demands*. Proceedings of the 26th ASCE Water Resources Planning and Management Division Conference. Tempe, Arizona.
- Munavalli, G. y Kumar, M. (2004). Dynamics Simulations of Multicomponents reaction Transport in Water Distribution Systems. *Water Research* 38(8): 1971-1988.
- Notter, R. y Sleicher, C. (1971). The Eddy Diffusivity in the Turbulent Boundary Layer Near a Wall. *Chemical Engineering Society* 26(1): 161-171.

- Ochoa, L. y Bourguett, V. (2001). *Reducción integral de pérdidas de agua potable*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Ozdemir, O. y Ucak, A. (1998). Simulation of Chlorine Decay in Drinking-Water Distribution Systems. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE 128(1): 31-39.
- Pasha, F. y Lansey, K. (2005). *Analysis of Uncertainty of Hydraulics and Water Quality*. Proceedings of the World ASCE Water and Environmental Resources Congress. Anchorage.
- Reynolds, O. (1883). *An Experimental Investigation of the Circumstances which determine whether the Motion of Water shall be Direct or Sinuous, and of the Law of Resistance in Parallel Channels*. Philosophical Transactions of the Royal Society 174: 935-982.
- Romero-Gómez, P., Li, Z., Choi, C., Buchberger, S. G., Lansey, K. E. y Tzatchkov, V. T. (2008). *Axial Dispersion in a Pressurized Pipe under Various Flow Conditions*. Kruger Park, Sudáfrica: WDSA.
- Rossman, L. (1993 b). The EPANET Water Quality Model. *Integrated Computer Applications in Water Supply*, Vol. 2, Research Studies Press, pp. 79-93.
- Rossman, L. A. y Boulos, P. F. (1996). Numerical Methods for Modeling Water Quality in Distribution Systems: a Comparison. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 122(2): 137-146.
- Rossman, L. A., Clark, R. M. y Grayman, W. M. (1994). Modeling Chlorine Residuals in Drinking-Water Distributions Systems. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE 120(4): 803-820.
- Rossman, L., Boulos, P. y Altman, T. (1993). Discrete Volume-element Method for Network Water-quality Models. *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE 119(5): 505-517.
- Santos-Téllez, R. (2012). *Modelación de solutos en redes de distribución de agua potable*. Tesis de Maestría. México: Facultad de Ingeniería, UNAM.
- Sung, W., Reilley-Matthews, B., O'Day, D. K. y Horrigan, K. (2000). Modelling DBP Formation. *Journal of the American Water Works Association* 92(5): 53-63.
- Tucciarelli, T., Criminisi, A. y Termini, D. (1999). Leak Analysis in Pipeline Systems by Means of Optimal Valve Regulation. *Journal of Hydraulic Engineering* 125(3): 277-285.
- Tzatchkov, V. G. y Arreguín, F. I. (1996). Modelo de la calidad del agua en redes de distribución con flujo permanente. *Ingeniería hidráulica en México* XI(1): 61-70.
- Tzatchkov, V. G., Aldama, A. A. y Arreguín Cortés, F. I. (2000). Modelación numérica de la advección y dispersión de solutos en redes de distribución de agua potable. *Ingeniería hidráulica en México* XV(3): 101-115.
- Tzatchkov, V., Aldama, A. A. y Arreguín, F. I. (2002). Advection-Dispersion-Reaction Modeling in Water Distribution Networks. *Journal of Water Resources Planning and Management* 131(3): 334-342.
- Tzatchkov, V. y Noda, L. (2002). Modelación numérica de fugas y consumo en redes de agua potable. *Memorias del XVII Congreso*

- Nacional de Hidráulica*, pp. 327-332. Monterrey, México.
- Tzatchkov, V., Alcocer, V. H., Arreguín, F. I. y Feliciano, D. (2005). Medición y caracterización estocástica de la demanda instantánea de agua potable. *Ingeniería hidráulica en México* (1): 67-76.
- Tzatchkov, V., Arreguín, F., Bonilla, R. y Osanaya, X. (1994). *Modelo de simulación de la calidad del agua en redes de distribución. Informe Final*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Vasconcelos, J., Rossman, L., Grayman, W., Boulos, P. y Clark, R. (1997). Kinetics of Chlorine Decay. *Journal of the American Water Works Association* 89(7): 54-65.
- WaterGEMS. (2003). User's Guide Geospatial Water Distribution Modeling Software. Haestad Methods.
- Wood, D. J. y Ormsbee, L. E. (1989). Supply Identification for Water Distribution Systems. *Journal of the American Water Works Association* 81: 74-80.
- Zhang, W., Miller, C. y DiGiano, F. (2004). Bacterial Regrowth Model for Water Distribution Systems Incorporating Alternating Split-Operator Solution Technique. *Journal of Environmental Engineering, ASCE* 130(9): 932-941.



GLOSARIO

Advección: mecanismo de transporte de un contaminante, originado por la velocidad del flujo.

Aleatoria: condición de variación para un evento, asociada a una probabilidad de ocurrencia específica.

Bacteria: pequeño microorganismo unicelular, que se reproduce por la fisión de esporas.

Biofilm o Biopelícula: población de varios microorganismos, contenidos en una capa de productos de excreción, unida a una superficie.

Calibración: proceso por el cual se gradúan las entradas del modelo, de modo que las salidas del mismo reproduzcan de forma acertada el modelo de red observado, es decir, la representación atinada de la configuración geométrica de la red, las características físicas del sistema y la calidad de los datos introducidos al modelo.

Carbono orgánico total: concentración de carbono presente en los compuestos orgánicos oxidables en el agua. Se expresa como ppm o ppb de carbono.

Cloración: proceso de purificación del agua en el que el cloro es añadido al agua para desinfectar.

También es usado en procesos de oxidación de productos impuros en el agua.

Cloro libre: cloro presente en forma de ácido hipocloroso (HOCl), ion hipoclorito (OCl) y cloro molecular disuelto.

Cloro residual: cantidad total de cloro (cloro disponible libre o combinado) que queda en el agua después de un periodo de contacto definido.

Cloro total: concentración de cloro, tanto libre como combinado, que se mide tras un periodo de tiempo determinado en aguas sometidas a cloración.

Compartimento (referente a los tanques): modelo utilizado para representar el proceso de mezclado de flujo que tiene lugar dentro de los tanques de almacenamiento. Los tanques presentan zonas muertas y de mezclado debido a las diferencias físicas entre el agua almacenada y los flujos de entrada y salida, por lo que puede darse, o no, una mezcla completa.

Concentración: contenido de soluto en una disolución. Existen diferentes expresiones de la concentración, como porcentaje en peso (gramos de soluto en 100 gramos de disolución),

porcentaje en volumen (mililitros de soluto en 100 mililitros de disolución), gramos por litro (g de soluto en 1 litro de disolución), gramos por kilogramo (g de soluto en 1 kg de disolución), molalidad (moles de soluto en 1 litro de disolución), molalidad (moles de soluto en 1 kg de solvente), normalidad (equivalentes químicos de soluto en 1 litro de disolución), ppm (partes de soluto en 10⁶ partes de disolución).

Curva característica de la bomba: representación gráfica de los patrones de funcionamiento de una bomba específica. Relación entre la carga, la potencia, la eficiencia de la bomba y el gasto.

Curva de variación de la demanda: ley de variación horaria de la demanda a lo largo del día. Se obtiene a partir de mediciones de presiones en la red. La relación entre el gasto instantáneo y el gasto promedio en el día.

Decaimiento: proceso mediante el cual un constituyente o sustancia presenta variaciones en su concentración, producto de efectos mecánicos, temporales y químicos.

Demanda: volumen total de agua requerido por una población para satisfacer todos los tipos de consumo, incluyendo las pérdidas del sistema. En calidad del agua, la demanda se define como la diferencia entre la dosis de cloro que se aplica y el cloro residual libre que existe al finalizar el tiempo de contacto. También se define como la cantidad de cloro consumido en reacción química (mg/L).

Difusión: mecanismo de transporte como el movimiento molecular que ocurre desde los puntos de alta hacia los de baja concentración, aun cuando el agua está en reposo.

Dispersión: mecanismo de transporte de los solutos como resultado de los gradientes de velocidad, presenta una mayor incidencia en flujos laminares.

Dosis: La cantidad de una sustancia a la que se expone una red de distribución durante un periodo de tiempo. En general, cuanto mayor es la dosis, mayor es la probabilidad de un efecto nocivo o benéfico.

Esqueletización: proceso para representar solamente algunas tuberías seleccionadas de acuerdo con el nivel de detalle en la red, directamente relacionado con el objetivo del proyecto.

Flujo laminar: movimiento de un fluido que se caracteriza por que las partículas en movimiento siguen trayectorias separadas perfectamente definidas, sin existir mezcla macroscópica o intercambio transversal entre ellas.

Flujo pistón: flujo que representa una ausencia de mezclado de agua, es decir, que supone que no hay mezcla alguna mientras el agua permanece en el depósito. Los volúmenes de agua viajan de forma separada por el interior del depósito.

Flujo turbulento: flujo dentro del cual las partículas se mueven sobre trayectorias completamente erráticas. Existen pequeñas componentes de la velocidad en la dirección transversal a las del movimiento general, que no son constantes, sino que fluctúan en el tiempo.

Hidrante: dispositivo que, conectado a una red de abastecimiento de agua, se utiliza para la extinción de incendios, mediante lanzas y mangueras conectadas a sus racores de conexión, o para suministrar agua a los vehículos autobomba.

Mezcla de agua: elementos, compuestos o ambos, que son mezclados con el agua durante un proceso de tratamiento de aguas.

Modelo de simulación hidráulica: modelo desarrollado para simular el comportamiento del flujo y la presión en un sistema de distribución, bajo condiciones permanentes o variantes en el tiempo.

Modelo: esquema teórico, generalmente en forma matemática, de un sistema o de una realidad compleja.

Muestra: porción representativa de las condiciones naturales de un cuerpo de agua.

Nodo: representación gráfica de la intersección de dos o más tuberías en un sistema de distribución de agua.

Organismo operador: instancia responsable de operar, mantener y administrar el sistema de abastecimiento.

Oxidación: pérdidas de electrones de un elemento, ion o compuesto, por la acción del oxígeno u otro agente oxidante.

Periodos extendidos: simulación de estados permanentes sucesivos, bajo ciertas condiciones de frontera, variables en el tiempo.

pH: indicador de la acidez de una sustancia. Está determinado por el número de iones libres de hidrógeno (H⁺) en una sustancia. El pH del agua puede variar entre 0 y 14. Cuando el pH de una sustancia es mayor de 7, es una sustancia básica. Cuando el pH de una sustancia está por debajo de 7, es una sustancia ácida.

Punto de reinyección: lugar de la red usado para inyectar una solución química dentro de un agua residual durante el tratamiento del agua.

Reactivo: sustancia que se tiene antes de que se produzca la reacción.

Sedimento: asentamiento de partículas sólidas en un sistema líquido debido a la gravedad.

Sustancia no conservativa: soluto que presenta una variación (disminución o aumento) en su concentración, originada por la reacción.

Sustancia conservativa: soluto que no se degrada (no presenta un decaimiento); no responde a la condición de decaimiento (coeficiente de decaimiento).

Telemetría: uso de aparatos para la transmisión de datos desde los sensores *in situ* hasta una estación receptora.

Tiempo de residencia: intervalo de tiempo que permanece un elemento en un lugar específico.

Topología: forma en que están conectados los diferentes elementos que la componen.

Trazadores: sustancia incorporada a la red para estudiar su condición de distribución dentro de una red, en función de la dirección de los flujos. Sustancias conservativas.

Trihalometano: compuesto generado por la oxidación de la materia orgánica en presencia de cloro.

Tubería: conducto comprendido entre dos secciones transversales del mismo



TABLA DE CONVERSIONES DE UNIDADES DE MEDIDA

Sigla	Significado	Sigla	Significado
mg	miligramo	kg/m ³	kilogramo por metro cúbico
g	gramo	l/s	litros por segundo
kg	kilogramo	m ³ /d	metros cúbicos por día
mm	milímetro	Sm ³ /h	condiciones estándar de metro cúbico por hora
cm	centímetro	Scfm	condiciones estándar de pies cúbicos por minuto
m	metro	°C	grados Celsius
ml	mililitro	psia	libra-fuerza por pulgada cuadrada absoluta
l	litro	cm/s	centímetro por segundo
m ³	metro cúbico	m/s	metro por segundo
s	segundo	HP	caballo de fuerza (medida de energía)
h	hora	kW	kilowatt
d	día	UNT	unidades nefelométricas de turbiedad
mg/l	miligramo por litro		

Longitud

Sistema métrico	Sistema Inglés	Siglas
1 milímetro (mm)	0.03	in
1 centímetro (cm) = 10 mm	0.39	in
1 metro (m) = 100 cm	1.09	yd
1 kilómetro (km) = 1 000 m	0.62	mi
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 pulgada (in)	2.54	cm
1 pie (ft) = 12 pulgadas	0.30	m
1 yarda (yd) = 3 pies	0.91	m
1 milla (mi) = 1 760 yardas	1.60	km
1 milla náutica (nmi) = 2 025.4 yardas	1.85	km

Superficie

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm ² = 100 mm ²	0.15	in ²
1 m ² = 10 000 cm ²	1.19	yd ²
1 hectárea (ha) = 10 000 m ²	2.47	acres
1 km ² = 100 ha	0.38	mi ²
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 in ²	6.45	cm ²
1 ft ² = 144 in ²	0.09	m ²
1 yd ² = 9 ft ²	0.83	m ²
1 acre = 4 840 yd ²	4 046.90	m ²
1 milla ² = 640 acres	2.59	km ²

Volumen/capacidad

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm ³	0.06	in ³
1 dm ³ = 1 000 cm ³	0.03	ft ³
1 m ³ = 1 000 dm ³	1.30	yd ³
1 litro (L) = 1 dm ³	1.76	pintas
1 hectolitro (hL) = 100 L	21.99	galones
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 in ³	16.38	cm ³
1 ft ³ = 1 728 in ³	0.02	m ³
1 onza fluida EUA = 1.0408 onzas fluidas RU	29.57	mL
1 pinta (16 onzas fluidas) = 0.8327 pintas RU	0.47	L
1 galón EUA = 0.8327 galones RU	3.78	L

Masa/peso

Sistema métrico	Sistema inglés	
1 miligramo (mg)	0.0154	grano
1 gramo (g) = 1 000 mg	0.0353	onza
1 kilogramo (kg) = 1 000 g	2.2046	libras
1 tonelada (t) = 1000 kg	0.9842	toneladas larga
Sistema Inglés	Sistema métrico	
1 onza (oz) = 437.5 granos	28.35	g
1 libra (lb) = 16 oz	0.4536	kg
1 stone = 14 lb	6.3503	kg
1 hundredweight (cwt) = 112 lb	50.802	kg
1 tonelada larga = 20 cwt	1.016	t

Temperatura

$$^{\circ}C = \frac{5}{9}(^{\circ}F - 32)$$

$$^{\circ}F = \frac{9}{5}(^{\circ}C) + 32$$

Otros sistemas de unidades		Multiplicado por	Sistema Internacional de Unidades (SI)	
Unidad	Símbolo	Factor de conversión	Se convierte a	
Longitud				
Pie	pie, ft.,'	0.30	metro	m
Pulgada	plg, in,"	25.40	milímetro	mm
Presión/esfuerzo				
Kilogramo fuerza/cm ²	kg _f /cm ²	98 066.50	pascal	Pa
Libra/pulgada ²	lb/ plg ² , PSI	6 894.76	pascal	Pa
atmósfera técnica	at	98 066.50	pascal	Pa
metro de agua	m H ₂ O (mca)	9 806.65	pascal	Pa
mm de mercurio	mm Hg	133.32	pascal	Pa
bar	bar	100 000.00	pascal	Pa
Fuerza/ peso				
kilogramo fuerza	kg _f	9.80	newton	N
Masa				
libra	lb	0.45	kilogramo	kg
onza	oz	28.30	gramo	g
Peso volumétrico				
kilogramo fuerza/m ³	kg _f /m ³	9.80	N/m ³	N/m ³
libra /ft ³	lb/ft ³	157.08	N/m ³	N/m ³
Potencia				
caballo de potencia	CP, HP	745.69	watt	W
caballo de vapor	CV	735.00	watt	W
Viscosidad dinámica				
poise	μ	0.01	pascal segundo	Pa s
Viscosidad cinemática				
viscosidad cinemática	v	1	stoke	m ² /s (St)
Energía/ Cantidad de calor				
caloría	cal	4.18	joule	J
unidad térmica británica	BTU	1 055.06	joule	J
Temperatura				
grado Celsius	°C	tk=tc + 273.15	grado Kelvin	K

Nota: El valor de la aceleración de la gravedad aceptado internacionalmente es de 9.80665 m/s²

Longitud								
de / a	mm	cm	m	km	mi	milla náutica (nmi)	ft	in
mm	1.000	0.100	0.001					
cm	10000	1.000	0.010				0.033	0.394
m	1 000.000	100.000	1.000	0.001			3.281	39.370
km			0.001	1.000	0.621	0.540	3 280.83	0.039
mi			1 609.347	1.609	1.000	0.869	5 280.000	
nmi			1 852.000	1.852	1.151	1.000	6 076.115	
ft		30.480	0.305				1.000	12.000
in	25.400	2.540	0.025				0.083	1.000

Superficie								
de / a	cm ²	m ²	km ²	ha	mi ²	acre	ft ²	in ²
cm ²	1.00						0.001	0.155
m ²	10 000.00	1.00					10.764	1 550.003
km ²			1.000	100.000	0.386	247.097		
ha		10 000.00	0.010	1.000	0.004	2.471		
mi ²			2.590	259.000	1.000	640.000		
acre		4 047.00	0.004	0.405	0.002	1.000		
ft ²	929.03	0.09					1.000	0.007
in ²	6.45						144.000	1.000

Volumen								
de / a	cm ³	m ³	L	ft ³	gal. EUA	acre-ft	in ³	yd ³
cm ³	1.000		0.001				0.061	
m ³		1.000	1 000.000	35.314	264.200			1.307
L	1 000.000	0.001	1.000	0.035	0.264		61.023	
ft ³		0.028	28.317	1.000	7.481			0.037
gal. EUA		0.004	3.785	0.134	1.000		230.974	
acre-ft		1 233.490				1.000		
in ³	16.387		0.016		0.004		1.000	
Yd ³		0.765		27.000				1.000

Gasto								
de / a	l/s	cm ³ /s	gal/día	gal/min	l/min	m ³ /día	m ³ /h	ft ³ /s
l/s	1.000	1 000.000		15.851	60.000	86.400	3.600	0.035
cm ³ /s	0.001	1.000	22.825	0.016	0.060	0.083		
gal/día		0.044	1.000			0.004		
gal/min	0.063	63.089	1 440.000	1.000	0.000	5.451	0.227	0.002
l/min	0.017	16.667	0.000	0.264	1.000	1.440	0.060	
m ³ /día	0.012	11.570	264.550	0.183	0.694	1.000	0.042	
m ³ /h	0.278		6 340.152	4.403	16.667	24.000	1.000	0.010
ft ³ /s	28.316			448.831	1 698.960	2 446.590	101.941	1.000

Eficiencia de pozo			
de	a	gal/min/pie	l/s/m
gal/min/pie		1.000	0.206
l/s/m		4.840	1.000

Permeabilidad							
de	a	cm/s	gal/día/Pie ²	millones gal/día/acre	m/día	pie/s	Darcy
cm/s		1.000	21 204.78		864.000	0.033	
gal/día/pie ²			1.000		0.041		0.055
millón gal/día/acre				1.000	0.935		
m/día		0.001	24.543	1.069	1.000		1.351
pie/s		30.480			26 334.72	1.000	
Darcy			18.200		0.740		1.000

Peso									
de	a	grano	gramo	kilogramo	libra	onza	tonelada corta	tonelada larga	tonelada métrica
Grano (gr)		1.000	0.065						
Gramo (g)		15.432	1.000	0.001	0.002				
Kilogramo (kg)			1 000.000	1.000	2.205	35.273			0.001
Libra (lb)			453.592	0.454	1.000	16.000			
Onza (oz)		437.500	28.350			1.000			
t corta				907.180	2 000.000		1.000		0.907
t larga				1 016.000	2 240.000		1.119	1.000	1.016
t métrica				1 000.000	2 205.000		1.101	0.986	1.000

Potencia									
de	a	CV	HP	kW	W	ft lb/s	kg m/s	BTU/s	kcal/s
CV		1.000	0.986	0.736	735.500	542.500	75.000	0.697	0.176
HP		1.014	1.000	0.746	745.700	550.000	76.040	0.706	0.178
kW		1.360	1.341	1.000	1 000.000	737.600	101.980	0.948	0.239
W				0.001	1.000	0.738	0.102		
ft lb/s					1.356	1.000	0.138	0.001	
kg m/s		0.013	0.013	0.009	9.806	7.233	1.000	0.009	0.002
BTU/s		1.434	1.415	1.055	1 055.000	778.100	107.580	1.000	0.252
kcal/s		5.692	5.614	4.186	4 186.000	3 088.000	426.900	3.968	1.000

Presión								
de	a	atmósfera	Kg/cm ²	lb/in ²	mm de Hg	in de Hg	m de H ₂ O	ft de H ₂ O
atmósfera		1.000	1.033	14.696	760.000	29.921	10.330	33.899
kg/cm ²		0.968	1.000	14.220	735.560	28.970	10.000	32.810
lb/in ²		0.068	0.070	1.000	51.816	2.036	0.710	2.307
mm de Hg		0.001	0.001	0.019	1.000	0.039	0.013	0.044
in de Hg		0.033	0.035	0.491	25.400	1.000	0.345	1.133
m de agua		0.096	0.100	1.422	73.560	2.896	1.000	3.281
ft de agua		0.029	0.030	0.433	22.430	0.883	0.304	1.000

Energía									
de	a	CV hora	HP hora	kW hora	J	ft.lb	kgm	BTU	kcal
CV hora		1.000	0.986	0.736				2 510.000	632.500
HP hora		1.014	1.000	0.746				2 545.000	641.200
kW hora		1.360	1.341	1.000				3 413.000	860.000
J					1.000	0.738	0.102		
ft.lb					1.356	1.000	0.138		
kgm					9.806	7.233	1.000		
BTU					1 054.900	778.100	107.580	1.000	0.252
kcal					4 186.000	3 087.000	426.900	426.900	1.000

Transmisividad				
de	a	cm ² /s	gal/día/pie	m ² /día
cm ² /s		1.000	695.694	8.640
gal/día/ft		0.001	1.000	0.012
m ² /día		0.116	80.520	1.000

Conversión de pies y pulgadas, a metros												
ft, in/m	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
0	0.000	0.025	0.051	0.076	0.102	0.127	0.152	0.178	0.203	0.229	0.254	0.279
1	0.305	0.330	0.356	0.381	0.406	0.432	0.457	0.483	0.508	0.533	0.559	0.584
2	0.610	0.635	0.660	0.686	0.711	0.737	0.762	0.787	0.813	0.838	0.864	0.889
3	0.914	0.940	0.965	0.991	1.016	1.041	1.067	1.092	1.176	1.143	1.168	1.194
4	1.219	1.245	1.270	1.295	1.321	1.346	1.372	1.397	1.422	1.448	1.473	1.499
5	1.524	1.549	1.575	1.600	1.626	1.651	1.676	1.702	1.727	1.753	1.778	1.803
6	1.829	1.854	1.880	1.905	1.930	1.956	1.981	2.007	2.032	2.057	2.083	2.108
7	2.134	2.159	2.184	2.210	2.235	2.261	2.286	2.311	2.337	2.362	2.388	2.413
8	2.438	2.464	2.489	2.515	2.540	2.565	2.591	2.616	2.642	2.667	2.692	2.718
9	2.743	2.769	2.794	2.819	2.845	2.870	2.896	2.921	2.946	2.972	2.997	3.023
10	3.048	3.073	3.099	3.124	3.150	3.175	3.200	3.226	3.251	3.277	3.302	3.327
11	3.353	3.378	3.404	3.429	3.454	3.480	3.505	3.531	3.556	3.581	3.607	3.632
12	3.658	3.683	3.708	3.734	3.759	3.785	3.810	3.835	3.861	3.886	3.912	3.937
13	3.962	3.988	4.013	4.039	4.064	4.089	4.115	4.140	4.166	4.191	4.216	4.242
14	4.267	4.293	4.318	4.343	4.369	4.394	4.420	4.445	4.470	4.496	4.521	4.547
15	4.572	4.597	4.623	4.648	4.674	4.699	4.724	4.750	4.775	4.801	4.826	4.851
16	4.877	4.902	4.928	4.953	4.978	5.004	5.029	5.055	5.080	5.105	5.131	5.156
17	5.182	5.207	5.232	5.258	5.283	5.309	5.334	5.359	5.385	5.410	5.436	5.461
18	5.486	5.512	5.537	5.563	5.588	5.613	5.639	5.664	5.690	5.715	5.740	5.766
19	5.791	5.817	5.842	5.867	5.893	5.918	5.944	5.969	5.994	6.020	6.045	6.071
20	6.096	6.121	6.147	6.172	6.198	6.223	6.248	6.274	6.299	6.325	6.350	6.375
21	6.401	6.426	6.452	6.477	6.502	6.528	6.553	6.579	6.604	6.629	6.655	6.680
22	6.706	6.731	6.756	6.782	6.807	6.833	6.858	6.883	6.909	6.934	6.960	6.985
23	7.010	7.036	7.061	7.087	7.112	7.137	7.163	7.188	7.214	7.239	7.264	7.290
24	7.315	7.341	7.366	7.391	7.417	7.442	7.468	7.493	7.518	7.544	7.569	7.595
25	7.620	7.645	7.671	7.696	7.722	7.747	7.772	7.798	7.823	7.849	7.874	7.899
26	7.925	7.950	7.976	8.001	8.026	8.052	8.077	8.103	8.128	8.153	8.179	8.204
27	8.230	8.255	8.280	8.306	8.331	8.357	8.382	8.407	8.433	8.458	8.484	8.509
28	8.534	8.560	8.585	8.611	8.636	8.661	8.687	8.712	8.738	8.763	8.788	8.814
29	8.839	8.865	8.890	8.915	8.941	8.966	8.992	9.017	9.042	9.068	9.093	9.119
30	9.144	9.169	9.195	9.220	9.246	9.271	9.296	9.322	9.347	9.373	9.398	9.423
31	9.449	9.474	9.500	9.525	9.550	9.576	9.601	9.627	9.652	9.677	9.703	9.728
32	9.754	9.779	9.804	9.830	9.855	9.881	9.906	9.931	9.957	9.982	10.008	10.033
33	10.058	10.084	10.109	10.135	10.160	10.185	10.211	10.236	10.262	10.287	10.312	10.338
34	10.363	10.389	10.414	10.439	10.465	10.490	10.516	10.541	10.566	10.592	10.617	10.643
35	10.668	10.693	10.719	10.744	10.770	10.795	10.820	10.846	10.871	10.897	10.922	10.947

La segunda columna es la conversión de pies a metros; las siguientes columnas son la conversión de pulgadas a metros que se suman a la anterior conversión.

Tabla de conversión de pulgadas a milímetros								
Pulgadas	0	1/8	1/4	3/8	1/2	5/8	3/4	7/8
0	0	3.175	6.35	9.525	12.7	15.875	19.05	22.225
1	25.4	28.575	31.75	34.925	38.1	41.275	44.45	47.625
2	50.8	53.975	57.15	60.325	63.5	66.675	69.85	73.025
3	76.2	79.375	82.55	85.725	88.9	92.075	95.25	98.425
4	101.6	104.775	107.95	111.125	114.3	117.475	120.65	123.825
5	127.0	130.175	133.35	136.525	139.7	142.875	146.05	149.225
6	152.4	155.575	158.75	161.925	165.1	168.275	171.45	174.625
7	177.8	180.975	184.15	187.325	190.5	193.675	196.85	200.025
8	203.2	206.375	209.55	212.725	215.9	219.075	222.25	225.425
9	228.6	231.775	234.95	238.125	241.3	244.475	247.65	250.825
10	254.0	257.175	260.35	263.525	266.7	269.875	273.05	276.225
11	279.4	282.575	285.75	288.925	292.1	295.275	298.45	301.625
12	304.8	307.975	311.15	314.325	317.5	320.675	323.85	327.025
13	330.2	333.375	336.55	339.725	342.9	346.075	349.25	352.425
14	355.6	358.775	361.95	365.125	368.3	371.475	374.65	377.825
15	381.0	384.175	387.35	390.525	393.7	396.875	400.05	403.225
16	406.4	409.575	412.75	415.925	419.1	422.275	425.45	428.625
17	431.8	434.975	438.15	441.325	444.5	447.675	450.85	454.025
18	457.2	460.375	463.55	466.725	469.9	473.075	476.25	479.425
19	482.6	485.775	488.95	492.125	495.3	498.475	501.65	504.825
20	508.0	511.175	514.35	517.525	520.7	523.875	527.05	530.225
21	533.4	536.575	539.75	542.925	546.1	549.275	552.45	555.625
22	558.8	561.975	565.15	568.325	571.5	574.675	577.85	581.025
23	584.2	587.375	590.55	593.725	596.9	600.075	603.25	606.425
24	609.6	612.775	615.95	619.125	622.3	625.475	628.65	631.825
25	635.0	638.175	641.35	644.525	647.7	650.875	654.05	657.225
26	660.4	663.575	666.75	669.925	673.1	676.275	679.45	682.625
27	685.8	688.975	692.15	695.325	698.5	701.675	704.85	708.025
28	711.2	714.375	717.55	720.725	723.9	727.075	730.25	733.425
29	736.6	739.775	742.95	746.125	749.3	752.475	755.65	758.825
30	762.0	765.175	768.35	771.525	774.7	777.875	781.05	784.225

Fórmulas generales para la conversión de los diferentes sistemas

Centígrados a Fahrenheit	$^{\circ}\text{F}=9/5^{\circ}\text{C}+32$
Fahrenheit a Centígrados	$^{\circ}\text{C}=5/9 (^{\circ}\text{F}-32)$
Réaumur a Centígrados	$^{\circ}\text{C}=5/4 ^{\circ}\text{R}$
Fahrenheit a Réaumur	$^{\circ}\text{R}=4/9 (^{\circ}\text{F}-32)$
Réaumur a Fahrenheit	$^{\circ}\text{F}=(9/4^{\circ}\text{R})+32$
Celsius a Kelvin	$^{\circ}\text{K}=273.15+^{\circ}\text{C}$
Fahrenheit a Rankine	$^{\circ}\text{Ra}=459.67+^{\circ}\text{F}$
Rankine a Kelvin	$^{\circ}\text{K}=5/9^{\circ}\text{Ra}$

Factores químicos de conversión					
	A	B	C	D	E
Constituyentes	e _{pm} a ppm	ppm a e _{pm}	e _{pm} a gpg	gpg a e _{pm}	ppm a ppm CaCO ₃
calcio Ca ⁺²	20.04	0.04991	1.1719	0.8533	2.4970
hierro Fe ⁺²	27.92	0.03582	1.6327	0.6125	1.7923
magnesio Mg ⁺²	12.16	0.08224	0.7111	1.4063	4.1151
potasio K ⁺¹	39.10	0.02558	2.2865	0.4373	1.2798
sodio Na ⁺¹	23.00	0.04348	1.3450	0.7435	2.1756
bicarbonato (HCO ₃) ⁻¹	61.01	0.01639	3.5678	0.2803	0.8202
carbonato (CO ₃) ⁻²	30.00	0.03333	1.7544	0.5700	1.6680
cloro (Cl) ⁻¹	35.46	0.02820	2.0737	0.4822	1.4112
hidróxido (OH) ⁻¹	17.07	0.05879	0.9947	1.0053	2.9263
nitrate (NO ₃) ⁻¹	62.01	0.01613	3.6263	0.2758	0.8070
fosfato (PO ₄) ⁻³	31.67	0.03158	1.8520	0.5400	1.5800
sulfato (SO ₄) ⁻²	48.04	0.02082	2.8094	0.3559	1.0416
bicarbonato de calcio Ca(HCO ₃) ₂	805.00	0.01234	4.7398	0.2120	0.6174
carbonato de calcio (CaCO ₃)	50.04	0.01998	2.9263	0.3417	1.0000
cloruro de calcio (CaCl ₂)	55.50	0.01802	3.2456	0.3081	0.9016
hidróxido de calcio Ca(OH) ₂	37.05	0.02699	2.1667	0.4615	1.3506
sulfato de calcio (CaSO ₄)	68.07	0.01469	3.9807	0.2512	0.7351
bicarbonato férrico Fe(HCO ₃) ₃	88.93	0.01124	5.2006	0.1923	0.5627
carbonato férrico Fe ₂ (CO ₃) ₃	57.92	0.01727	3.3871	0.2951	0.8640
sulfato férrico Fe ₂ (CO ₄) ₃	75.96	0.01316	4.4421	0.2251	0.6588
bicarbonato magnésico Mg(HCO ₃) ₂	73.17	0.01367	4.2789	0.2337	0.6839
carbonato magnésico (MgCO ₃)	42.16	1.02372	2.4655	0.4056	1.1869
cloruro de magnesio (MgCl ₂)	47.62	0.02100	2.7848	0.3591	1.0508
hidróxido de magnesio Mg(OH) ₂	29.17	0.03428	1.7058	0.5862	1.7155
sulfato de magnesio (MgSO ₄)	60.20	0.01661	3.5202	0.2841	0.6312

e_{pm} = equivalentes por millón

ppm = partes por millón

gpg = granos por galón

p.p.m. CaCO₃ = partes por millón de carbonato de calcio



ILUSTRACIONES

Ilustración 1.1 Ubicación de puntos de muestreo permanente realizados por la Junta de Agua Potable y Alcantarillado de Culiacán, Sin. (Alcocer-Yamanaka, 2007)	4
Ilustración 1.2 Resultados del modelo de calidad del agua del programa Epanet 2.0®	5
Ilustración 2.1 Desarrollo histórico de los modelos de simulación matemática aplicados a redes de distribución de agua potable	7
Ilustración 2.2 Diagrama de un modelo hidráulico de flujo permanente	9
Ilustración 2.3 Diagrama de un modelo hidráulico de flujo no permanente	11
Ilustración 3.1 Ejemplo de cruceros, tuberías y válvulas	15
Ilustración 3.2 Ejemplo de pozo o bomba y tanques de almacenamiento	15
Ilustración 3.3 Tipos de red de acuerdo con su topología	16
Ilustración 3.4 Elementos nodo (azul) y elementos línea (rojo)	16
Ilustración 3.5 Propiedades de un tanque superficial	17
Ilustración 3.6 Condiciones de las tuberías de fierro galvanizado de 4 pulgadas, con más de 35 años de edad (Albornoz y Serra, 2011)	18
Ilustración 3.7 Propiedades del Pozo y su equipo de bombeo	19
Ilustración 3.8 Ubicación de válvulas dentro de la red de distribución	20
Ilustración 3.9 Ficha de inspección de válvulas y su caja	21
Ilustración 3.10 a) Plano de la red de distribución, b) Plano topográfico	23
Ilustración 3.11 Modelo Digital de Elevaciones (MDE)	23
Ilustración 3.12 Agregación espacial considerando las reglas 1, 6 y, 7 y 8 (Albornoz, 2011)	24
Ilustración 3.13 Agregación espacial considerando las reglas 3, 4 y 5 (Albornoz, 2011)	24
Ilustración 3.14 Agregación espacial considerando la regla 8 (Albornoz, 2011)	25
Ilustración 3.15 Agregación espacial considerando la regla 9 (Albornoz, 2011)	26
Ilustración 3.16 Ejemplo de mediciones históricas	28
Ilustración 3.17 Mediciones de flujo en fuentes de abastecimiento	29
Ilustración 3.18 Asignación de demanda de arriba hacia abajo	29
Ilustración 3.19 Asignación de demanda de abajo hacia arriba	30
Ilustración 3.20 Asignación de demandas a los nodos de consumo	31
Ilustración 3.21 Red ejemplo para asignación de demanda	31

Ilustración 3.22 Área de influencia para el nodo n_14	32
Ilustración 3.23 Longitud de las tuberías dentro del sector	34
Ilustración 3.24 Ejemplo de curvas de variación horaria de la demanda	35
Ilustración 3.25 Relación presión-fuga	37
Ilustración 3.26 Relación presión-consumo de agua para $e = 0.21$, en el supuesto de que para una presión de 10 m, se tiene el consumo normal (100 por ciento)	39
Ilustración 3.27 Coeficientes de descarga en función del número de Reynolds	39
Ilustración 3.28 Ejemplo de medición fija	40
Ilustración 3.29 Ejemplo de medición móvil	41
Ilustración 3.30 Comunidad para estudio	44
Ilustración 3.31 Plano de la red de distribución	45
Ilustración 3.32 Modelo Digital de Elevaciones del sitio en estudio	46
Ilustración 3.33 a) Población actual b) Población proyectada	46
Ilustración 3.34 Elementos junction de la red	47
Ilustración 3.35 Elementos link de la red	47
Ilustración 3.36 Mediciones de flujo en campo	48
Ilustración 3.37 Mediciones en el pozo	48
Ilustración 3.38 Asignación de predios por área de influencia	49
Ilustración 3.39 Componentes de la red con la plataforma CivilCad®	50
Ilustración 3.40 Trazo de los componentes físicos en el programa EPANET® 2.0	51
Ilustración 3.41 Trazo de los componentes físicos en el programa Infoworks® 11.5.4	51
Ilustración 3.42 Informe de la simulación a) programa Infoworks b) programa Epanet	52
Ilustración 3.43 Flujo en la tubería de llegada al tanque	53
Ilustración 3.44 Comparación entre los resultados obtenidos de las mediciones de campo y la primera simulación	54
Ilustración 3.45 Comparación entre los resultados obtenidos de las mediciones de campo y el modelo calibrado	54
Ilustración 4.1 Nodo de conexión con tres entradas y tres extracciones	56
Ilustración 4.2 Sistema de cloración por medio de gas	57
Ilustración 4.3 a) Diablos de limpieza b) Movimiento de un diablo con la velocidad media del flujo a través de la tubería.	59
Ilustración 4.4 Transporte por advección de un soluto	59
Ilustración 4.5 Experimentos de Reynolds de propagación de tinta para a) flujo laminar, b) transición, c) flujo totalmente turbulento.	60
Ilustración 4.6 Difusión molecular dentro de un tubo	61
Ilustración 4.7 a) Distribución de velocidades en flujo laminar b) Distribución de velocidades en flujo turbulento	62

Ilustración 4.8 Esquema de los procesos y las interacciones entre los componentes. Los modelos de investigación se representan con líneas continuas. Hasta la fecha, los productos de desinfección no se han incluido en las formulaciones	70
Ilustración 4.9 Forma de cuatro funciones de decaimiento	72
Ilustración 4.10 Nodo de conexión con tres entradas y tres extracciones	72
Ilustración 4.11 Segmento de tubería para el ejemplo de transporte de solutos	73
Ilustración 4.12 Resultados de concentración en función de la posición a lo largo de la tubería para las funciones de reacción	74
Ilustración 4.13 Movimiento del segmento a lo largo de la tubería, del tiempo $t = 1 h$ a $t = 5 h$	75
Ilustración 4.14 Zonas de reacción dentro de un tubo (adaptado de Rosman, 2000)	78
Ilustración 4.15 Gráficos para definir la relación que siguen las funciones de decaimiento o aumento de (a) orden cero, (b) primer orden y (c) segundo orden	79
Ilustración 4.16 Representación gráfica del método diferencial para la determinación del orden de reacción y el coeficiente	81
Ilustración 4.17 Representación de Lineweaver-Burk para comprobar la reacción de Michaelis-Menton y la determinación de los coeficientes de reacción	81
Ilustración 4.18 a) Gráfico de concentración de cloro en función del tiempo, b) Gráfico de concentración inversa de cloro en función del tiempo, c) Gráfico semi-log de concentración de cloro en función del tiempo	83
Ilustración 5.1 Ejemplo de red para contribución de fuentes y edad del agua con el sistema de numeración original de nodos. La dirección del flujo está dada por la flecha	93
Ilustración 5.2 Modelación de contribución de fuentes con el programa EPANET 2.0	96
Ilustración 5.3 Contribución de la Fuente B	96
Ilustración 5.4 Resultado de la simulación para un soluto conservativo	97
Ilustración 5.5 Edad del agua para la red de ejemplo	99
Ilustración 5.6 Análisis de un decaimiento de primer orden	100
Ilustración 5.7 Resultados para una reacción de crecimiento saturado de primer orden	101
Ilustración 5.8 Resultados para una reacción de segundo orden	104
Ilustración 6.1 Relación entre el análisis hidráulico y de calidad del agua	106
Ilustración 6.2 Diferencias finitas del espacio-tiempo de la red de tuberías	109
Ilustración 6.3 Pasos de cálculo del método de volumen discreto (Rossman y Boulos, 1996)	111
Ilustración 6.4 a) Reducción del número de elementos de la tubería b) Aumento del número de segmentos de la tubería.	112
Ilustración 6.5 Regímenes de flujo ideales	117
Ilustración 6.6 Modelo de mezcla con flujo pistón tipo FIFO	118
Ilustración 6.7 Modelo de mezcla con flujo pistón tipo LIFO	118

Ilustración 6.8 Modelo de tanque con tres compartimentos	121
Ilustración 6.9 Modelo de tanque con uno, dos, tres y cuatro compartimentos	123
Ilustración 7.1 Ubicación de puntos de muestreo de cloro residual dentro de la zona Humaya, Culiacán, Sinaloa (Santos-Téllez 2012)	130
Ilustración 7.2 Medidor portátil de cloro libre residual	132
Ilustración 7.3 Procedimiento de medición con el monitor de cloro	134
Ilustración 7.4 Formato de campo para la toma de muestras de cloro residual y total	136
Ilustración 7.5 Procedimiento para obtener el coeficiente de reacción del cloro con el agua k_p , en cada muestra	138
Ilustración 7.6 Curva de decaimiento de cloro por reacción con el agua (Alcocer et al., 2003)	138
Ilustración 7.7 Editor de reacciones dentro del programa EPANET 2.0	140
Ilustración 7.8 Procedimiento para obtener el coeficiente k (primera parte)	141
Ilustración 7.9 Coeficiente de decaimiento total k en función de la velocidad (Rossman et al., 1994)	143
Ilustración 7.10 Comparativa de resultados (modelo vs medición) ubicados en la región uno del sector Humaya, en Culiacán, Sin. (Santos-Téllez, 2012)	145

TABLAS

Tabla 3.1 Propiedades de la red de distribución	44
Tabla 3.2 Asignación de demanda nodal, de acuerdo con la Ilustración 3.38	49
Tabla 4.1 Impacto de los mecanismos de transporte alternativos en las direcciones radial y longitudinal	62
Tabla 4.2 Problemas de calidad del agua asociados a la edad del agua (de EPA/AWWA White paper http://www.epa.gov/safewater/tcr/pdf/waterage.pdf)	63
Tabla 4.3 Tipos de reacción y formas matemáticas	65
Tabla 4.4 Resumen de las soluciones para las ecuaciones de reacción	71
Tabla 4.5 Resultados de concentración en función de la posición a lo largo de la tubería para las funciones de reacción del ejemplo	74
Tabla 4.6 Parámetros determinados a partir del análisis de los datos de concentración para órdenes de reacción diferentes	79
Tabla 4.7 Las concentraciones de cloro en el tiempo de una prueba de frasco	83
Tabla 4.8 Coeficientes de reacción con la pared para diferentes ecuaciones de pérdida de carga	87
Tabla 4.9 Coeficientes de decaimiento, tiempos de viaje y concentraciones de salida para diferentes tasas de flujo en la tubería de 1 000 metros de largo que se describe en el ejemplo	89
Tabla 5.1 Características de tuberías y datos hidráulicos	93
Tabla 7.1 Estándares colorimétricos	135
Tabla 7.2 Mediciones de concentración de cloro en un punto de muestreo para obtener k_b (Alcocer et al., 2003).	139
Tabla 7.3 Coeficientes de decaimiento total k reportados en México	142
Tabla 7.4 Valores del coeficiente de decaimiento del cloro k (día ⁻¹) reportados para diferentes temperaturas en cuatro localidades de Francia (Clark, R., 1992)	142
Tabla 7.5 Fórmulas para k_w	144

