

01177

6
20



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

FACULTAD DE INGENIERIA
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO
DEPARTAMENTO DE INGENIERIA AMBIENTAL

APLICACION PRACTICA DE RESULTADOS EXPERIMENTALES
OBTENIDOS DE FILTROS DE LECHO POCO PROFUNDO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERIA AMBIENTAL
P R E S E N T A :
LUIS MANUEL FLORES ORDEÑANA

DIRECTOR DE TESIS:
M. EN I. VERGUINIA PETKOVA SIMEONOVA



CIUDAD UNIVERSITARIA, MEXICO, D. F.

1996

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

TESIS

COMPLETA

*Aplicación práctica de
resultados experimentales
obtenidos de filtros de lecho
poco profundo*

*División de Estudios de Posgrado
Facultad de Ingeniería
Universidad Nacional Autónoma de México*

Luis Manuel Flores Ordeñana

*La tarea de la teoría es proveer un
procedimiento racional de experimentación y un
método racional de trabajo de los datos
experimentales, que permitan alcanzar los
resultados requeridos por la práctica ingenieril.*

D. N. Mintz.

RESUMEN

En el presente documento se analizan las características que debe tener un filtro de lecho poco profundo (*shallow filter*) y se muestran los resultados obtenidos al utilizarlo en la evaluación de la remoción de color mediante filtración directa.

La filtración en medio granular es un proceso muy complejo. Diferentes suspensiones presentan pérdidas de carga y calidad del filtrado con muy variados comportamientos. El diseño hidráulico y en mayor medida el del proceso de los filtros, requiere de una multitud de decisiones, muchas de las cuales están oscurecidas por la incertidumbre. El trabajo experimental mediante un filtro piloto es la forma más segura de seleccionar las características de la unidad de filtración. Particularmente se debe poner atención en los factores que el diseñador y el operador pueden controlar: Tasa de filtración, tipo y tamaño de medio, espesor de lecho, tipo y dosis de reactivo, sin olvidar que para cada fuente particular se debe desarrollar un estudio piloto específico.

En un trabajo experimental de filtración, el pretratamiento químico es la variable más importante por definir y en particular las condiciones de mezcla suelen ser el punto débil del estudio.

Las siguientes ideas sirvieron de soporte a los estudios realizados que, cabe aclarar, están dirigidos al fenómeno conocido como filtración en profundidad:

- ✓ La filtración pertenece a la familia de los procesos de acumulación junto con el intercambio iónico y la adsorción en el lecho; los 3 tienen un avance frontal de la capa de trabajo y una curva de fuga en forma de "S".
- ✓ La filtración de acción en profundidad se da en secuencia de mecanismos de transporte, adhesión y desprendimiento, mismos que no se alteran por cambios en la profundidad.
- ✓ El comportamiento de los primeros centímetros del lecho filtrante gobierna el comportamiento del resto del lecho.

Se muestra que las columnas de filtración con diámetro igual o mayor a 50 veces el tamaño del grano del material filtrante y con espesor de lecho de 15 cm, son una herramienta económica y ágil, que permite discernir entre opciones de pretratamiento químico (tipo y dosis de reactivo y condiciones de mezcla), así como evaluar la influencia del tamaño de grano y tasa de filtración sobre la eficiencia de la operación, a través del carácter del avance de la pérdida de carga y de la calidad en el filtrado durante una corrida completa de filtración. Por sus características, los filtros cortos permiten alcanzar la perforación del lecho filtrante en poco tiempo, lo que se traduce en importantes ahorros de tiempo y recursos.

En el estudio de filtración que aquí se muestra, se utilizaron filtros de lecho poco profundo para, primeramente determinar el tipo y dosis de reactivo químico y las condiciones de mezcla que

Resumen

más favorecen la remoción del color de origen orgánico; y después, utilizando los mismos dispositivos, observar el funcionamiento del medio, el cual debe proveer sitios activos para la interacción partícula-reactivo-medio y suficiente capacidad de almacenamiento para permitir una adecuada relación economía-tasa de filtración.

Por último, se muestra que estos dispositivos experimentales son potencialmente aplicables no solo en la evaluación de alternativas de tratamiento y comprensión del fenómeno, sino también en la evaluación de nuevos materiales filtrantes, como importante apoyo en la toma de decisiones en el diseño, y en la obtención de datos para alimentar modelos matemáticos de filtración, entre otras.

Í N D I C E

RESUMEN	i
ÍNDICE	iii
INTRODUCCIÓN	viii
OBJETIVO	
CONFORMACIÓN DEL DOCUMENTO	
I LA FILTRACIÓN EN MEDIO GRANULAR.	
1.1 MECANISMOS DE FILTRACIÓN	1
1.1.1 TRANSPORTE	1
1.1.2 ADHERENCIA ó FIJACIÓN	3
1.1.2.1 INTERACCIONES ELÉCTRICAS Y DE VAN DER WAALS	4
1.1.2.2 INTERACCIÓN QUÍMICA	6
<i>Adsorción específica.</i>	6
1.1.3 DESPRENDIMIENTO	7
1.1.3.1 REDUCCIÓN EN LA EFICIENCIA DE FIJACIÓN	7
1.1.3.2 INCREMENTO EN LA VELOCIDAD INTERSTICIAL	7
1.1.3.3 DEPÓSITO DE PARTÍCULAS EN EL LECHO	7
1.2 CRITERIOS DE DISEÑO Y OPTIMIZACIÓN DE LOS FILTROS	9
1.2.1 ETAPAS DEL CICLO DE FILTRACIÓN	9
1.2.2 OPTIMIZACIÓN DEL CICLO DE FILTRACIÓN. Criterios de calidad y pérdida de carga	10
1.3 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA FILTRACIÓN	11
1.3.1 CARACTERÍSTICAS DE LA SUSPENSIÓN	11
1.3.1.1 EFECTO DEL MATERIAL SUSPENDIDO	11
1.3.2 CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO FILTRANTE	12
1.3.2.1 TIPO DE MEDIO FILTRANTE	12
1.3.2.2 EFECTO DE LA GRANULOMETRÍA DEL LECHO	12
1.3.2.3 EFECTO DE LA PROFUNDIDAD DEL LECHO	12
1.3.3 CARACTERÍSTICAS OPERATIVAS	13
1.3.3.1 EFECTO DE LA TASA DE FILTRACIÓN	13
1.3.3.2 EFECTO DE LA CARGA HIDRÁULICA DISPONIBLE	16
1.3.3.3 EFECTO DE LA DURACIÓN DEL CICLO	16
1.3.3.4 EFECTO DE LA CALIDAD REQUERIDA EN EL AGUA TRATADA	16

1.4 INDICADORES DEL FUNCIONAMIENTO DEL FILTRO	17
1.4.1 FLUJO EN MEDIO GRANULAR	17
Darcy	
Koseny	
1.4.2 COEFICIENTE DE FILTRACIÓN Y DEPÓSITO EFECTIVO	18
Iwasaki	
1.4.3 ÍNDICES DE PROCESO	19
1.4.3.1 GAMET Y RADEMACHER.	20
1.4.3.2 HUDSON.	20
1.4.3.3 CLEASBY.	21
1.4.3.4 IVES.	22
1.4.4 EL ESTUDIO DE LAS VARIABLES DE LA FILTRACIÓN	23
 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	 24

II EL FILTRO DE LECHO POCO PROFUNDO

2.1 JUSTIFICACIÓN DEL FILTRO DE LECHO POCO PROFUNDO	27
2.1.1 LA FILTRACIÓN COMO PROCESO DE ACUMULACIÓN	27
2.1.2 SECUENCIA DE LOS MECANISMOS DE FILTRACIÓN	29
2.1.3 COMPORTAMIENTO DE LA FILTRACIÓN CON LA PROFUNDIDAD	30
 2.2 CONSIDERACIONES EN EL DISEÑO DE FILTROS DE LECHO POCO PROFUNDO	 32
2.2.1 DIÁMETRO	34
2.2.2 ESPESOR DE LECHO	34
2.2.3 ESPESOR DE LA CAPA DE SOPORTE	34
2.2.4 MATERIAL	34
2.2.5 PUNTOS DE MONITOREO	35
2.2.6 CARGA HIDRÁULICA DISPONIBLE	35
2.2.7 ALTURA TOTAL	35
2.2.8 ARREGLOS EXPERIMENTALES	35
 2.3 DESCRIPCIÓN DEL MODELO EXPERIMENTAL	 36
2.3.1 OBJETIVO DE LOS FILTROS DE LECHO POCO PROFUNDO	36
2.3.2 CARACTERÍSTICAS DEL FILTRO DE LABORATORIO PROTOTIPO	36
2.3.3 DESCRIPCIÓN DEL LECHO FILTRANTE	37
 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	 38

III FILTRACIÓN EXPERIMENTAL

3.1 OBJETIVO DEL EXPERIMENTO	41
3.2 GARANTÍA DE CALIDAD EN LOS EXPERIMENTOS	42
3.2.1 EL LABORATORIO DE POTABILIZACIÓN	42
3.2.2 MATERIALES, EQUIPO Y MÉTODOS	42
3.3 CLASIFICACIÓN DE VARIABLES EXPERIMENTALES	44
3.3.1 ENFOQUE DE LAS VARIABLES PARA EL ESTUDIO	44
3.3.1.1 TASA DE FILTRACIÓN	44
3.3.1.2 TIPO Y GRANULOMETRÍA DEL MATERIAL FILTRANTE	44
3.3.1.3 REACTIVOS QUÍMICOS	45
3.4 EVALUACIÓN DEL PRETRATAMIENTO QUÍMICO Y PRUEBAS PRELIMINARES	46
3.4.1 AGUA SINTÉTICA	46
3.4.1.1 CARACTERÍSTICAS DEL AGUA SINTÉTICA	46
3.4.1.2 EVALUACIÓN DE LA ESTABILIDAD DEL AGUA SINTÉTICA	47
3.4.2 PRUEBA DE JARRAS	47
3.4.2.1 COAGULANTES Y POLÍMEROS PARA EL PRETRATAMIENTO	47
3.4.2.2 PROCEDIMIENTO	48
3.4.2.3 RESULTADOS	48
3.4.3 PRUEBA DE JARRAS CON FILTRACIÓN	51
3.4.3.1 PROCEDIMIENTO	51
3.4.3.2 APLICACIÓN DE SULFATO DE ALUMINIO	52
<i>Condiciones de mezcla</i>	52
<i>Determinación de la mejor dosis</i>	53
<i>Tasa de filtración</i>	53
3.4.3.3 APLICACIÓN DE POLICLORURO DE ALUMINIO	54
<i>Condiciones de mezcla</i>	54
<i>Determinación de la mejor dosis</i>	54
<i>Tasa de filtración</i>	55
3.4.3.4 ANÁLISIS DE RESULTADOS	56
<i>Tipo de reactivo, granulometría y calidad en el efluente</i>	56
<i>Tasa de filtración, granulometría y calidad en el efluente</i>	57
<i>Efecto de la tasa de filtración, granulometría y tipo de reactivo sobre la calidad del filtrado</i>	58
3.5 EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL FILTRO	59
3.5.1 ARREGLO EXPERIMENTAL	59
3.5.2 PÉRDIDAS HIDRÁULICAS INICIALES	60
3.5.2.1 PROCEDIMIENTO Y MEDICIONES	60
3.5.2.2 CALIBRACIÓN DE MODELOS	60

3.5.2.3 RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS	62
3.5.2.4 CONCLUSIONES	63
3.5.3 EVALUACIÓN DE LAS VARIABLES FÍSICAS	64
3.5.3.1 SIN PRETRATAMIENTO	64
<i>Pérdida de carga</i>	65
<i>Calidad</i>	65
3.5.3.2 APLICANDO PRETRATAMIENTO	66
<i>Calidad</i>	67
<i>Pérdida de carga</i>	70
3.5.3.3 CRITERIO DE CALIDAD EN EL DISEÑO	71
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
IV OTRAS APLICACIONES DE LOS FILTROS DE LECHO POCO PROFUNDO	
4.1 EVALUACIÓN DE PROCEDIMIENTOS Y MATERIALES FILTRANTES	75
4.1.1 MÉTODOS EXPERIMENTALES Y MATERIALES	75
4.1.1.1 SISTEMA EXPERIMENTAL	75
4.1.1.2 CARACTERÍSTICAS DEL FILTRO EXPERIMENTAL	75
4.1.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	76
4.1.2.1 SIN ADICIÓN DE OXIDANTES QUÍMICOS	76
4.1.2.2 APLICANDO HIPOCLORITO DE SODIO	77
4.1.2.3 APLICANDO PERMANGANATO DE POTASIO	77
4.1.3 CONCLUSIONES	78
4.2 EVALUACIÓN DE MATERIALES FILTRANTES NO CONVENCIONALES	79
4.2.1 MATERIALES Y CODICIONES EXPERIMENTALES	79
4.2.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	80
4.2.3 CONCLUSIONES	81
4.3 ALIMENTACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS DE FILTRACIÓN	82
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83
V CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	
5.1 FRENTE DE TRABAJO, CALIDAD Y PÉRDIDA DE CARGA EN FILTROS DE LECHO POCO PROFUNDO	85

5.2 EL FILTRO DE LECHO POCO PROFUNDO COMO HERRAMIENTA EXPERIMENTAL	85
5.2.1 EN LA EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL TIPO DE REACTIVO Y DE LAS CONDICIONES DE MEZCLA	85
5.2.2 EN LA EVALUACIÓN DE LAS RELACIONES DE CALIDAD EN EL EFLUENTE, MEDIO FILTRANTE Y CARACTERÍSTICAS OPERACIONALES	86
5.3 RECOMENDACIONES	88

INTRODUCCIÓN

En el presente documento se pone de manifiesto la factibilidad de la utilización de filtros de lecho poco profundo en el estudio del comportamiento de la filtración en medio granular.

Los estudios que aquí se comentan fueron en su mayoría realizados en las instalaciones y con recursos del área de Potabilización del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, como parte de los proyectos que el área ha llevado a cabo en los últimos 2 años, principalmente en estudios sobre filtración directa.

El filtro de lecho poco profundo que se propone en el presente documento tiene su justificación en la necesidad de realizar pruebas de tratabilidad (que involucren a la filtración), de manera expedita y con recursos limitados.

OBJETIVO GENERAL

Investigar la aplicabilidad de los resultados experimentales obtenidos a partir de filtros de lecho poco profundo (filtros cortos).

OBJETIVOS PARTICULARES

- a) Definir las características de un filtro escala laboratorio que permita la evaluación de opciones de tratamiento, enfatizando los parámetros en los que el diseñador y el operador inciden.
- b) Probar el funcionamiento del filtro propuesto en la remoción del color de origen orgánico de una fuente superficial de abastecimiento de agua, bajo dos enfoques específicos:
 - b1) Evaluar el efecto de los reactivos químicos, dosificación y condiciones de mezcla, junto con los parámetros de operación, identificando las propiedades del medio que dan el mayor rendimiento en la remoción del color.
 - b2) Determinar la relación entre las características del medio filtrante (granulometría, espesor de lecho), características operacionales (tasa de filtración, pérdida de carga, duración de la carrera) y la calidad resultante en el efluente.

CONFORMACIÓN DEL DOCUMENTO

Para alcanzar el objetivo expuesto, el documento quedó conformado de la siguiente manera:

En el capítulo I "Filtración en medio granular" se comentan los conceptos básicos de la filtración, los factores que influyen en ella y las principales herramientas de que se vale el investigador para estudiar el fenómeno.

Particularmente se comentan los mecanismos de adherencia y desprendimiento, ya que el primero es sin duda el principal responsable de la remoción de contaminantes en el lecho filtrante y el segundo es regularmente poco considerado y, como se muestra, tiene significativa importancia en la comprensión del fenómeno de filtración.

En el capítulo II "El filtro de lecho poco profundo" se exponen las principales características que debe reunir un filtro a escala de laboratorio para que proporcione información confiable a bajo costo. Se describe el modelo físico empleado en los experimentos que se comentan en este trabajo.

En el capítulo III "Filtración experimental" se expone la aplicación de una metodología de experimentación con base en el uso de filtros de lecho poco profundo y se comentan los resultados obtenidos a partir de esta herramienta experimental. Se justifica su uso comparando los resultados aquí obtenidos, con los comportamientos de la filtración que han mostrado otros investigadores al utilizar otro tipo de filtros, por lo regular filtros a escala piloto. Se destaca que se pueden alcanzar conclusiones semejantes con menores recursos y de manera más expedita al utilizar filtros de lecho poco profundo.

Se muestran aplicaciones tanto en pruebas de filtración por lotes (jarras con filtración) como en corridas continuas. Se destaca su efectividad en la evaluación de opciones de tratamiento y pretratamiento del agua potable en este caso.

En el capítulo IV "Perspectivas de aplicación de los filtros de lecho poco profundo" se comentan algunas otras aplicaciones de los filtros cortos, que muestran la versatilidad de este recurso experimental.

Finalmente en el capítulo V "Conclusiones y recomendaciones" se concluye respecto a la aplicabilidad en la práctica ingenieril, de los resultados obtenidos a partir de filtros de lecho poco profundo y se hacen algunas sugerencias respecto a trabajos futuros con este tipo de dispositivos experimentales y a la necesidad de, en algunos casos, involucrar criterios de calidad en el diseño de las unidades de filtración.

Capítulo I

La filtración en medio granular

1.1 MECANISMOS DE FILTRACIÓN

La remoción de partículas suspendidas y algunas coloidales de una suspensión acuosa se puede efectuar pasándola por un medio poroso, a esta operación se le denomina filtración.

La remoción de sólidos puede llevarse a cabo en la superficie del filtro o bien en la profundidad del lecho si hay penetración de las partículas. En el primer caso, la acción física de tamizado es el mecanismo dominante, mientras que para la filtración de acción a profundidad son otros los mecanismos responsables de la remoción de las partículas.

En la filtración profunda (deep filtration), las partículas por remover primero son transportadas de la suspensión, a la superficie de los granos del medio. Las fuerzas que mantienen a las partículas adheridas a la superficie de los granos del lecho son activas para distancias muy pequeñas¹, algunos angstroms, por lo que para su remoción es necesario que las partículas sean suficientemente acercadas a la superficie de los granos; finalmente, una partícula ya removida puede desprenderse y avanzar a capas más profundas del lecho o bien escapar de éste. Bajo este enfoque, la filtración profunda en medio granular es generalmente considerada como el resultado de mecanismos complementarios de transporte, fijación y, en su caso, desprendimiento.

1.1.1 MECANISMOS DE TRANSPORTE

Los mecanismos de transporte se caracterizan por ser de naturaleza físico-hidráulica² que fundamentalmente dependen de la tasa de filtración; densidad, tamaño y forma de la partícula; y densidad de la suspensión (tabla 1.1). Cada mecanismo es efectivo en un intervalo más o menos definido^{3,4}.

Varios de los mecanismos actúan simultáneamente, el grado de importancia de cada uno de ellos depende de las condiciones hidráulicas imperantes, de las características de la suspensión y del medio filtrante.

Yao & O'Melia citados por Adin *et al*⁵ consideran que la intercepción, sedimentación y difusión son los principales mecanismos responsables del transporte de partículas en los intersticios del lecho filtrante, bajo las condiciones típicas de operación del tratamiento del agua.

La mayoría de los filtros granulares remueven partículas menores a los espacios intersticiales del lecho⁶. O'Melia & Crapps⁷ observaron que en una suspensión de partículas grandes entre 20 y 100 micras, éstas fueron menos filtrables que aquellas con partículas pequeñas (1-20 micras). Por otro lado, Cleasby & Baumann⁸ observaron, en experiencias en la remoción de partículas de hidróxido de hierro, que los flóculos no muestran preferencia por superficies horizontales o espacios intersticiales, comportamiento que se presentaría si el mecanismo dominante fuese la sedimentación, por el contrario, las partículas aparecen alrededor de todo el grano del lecho.

TABLA 1.1 Principales mecanismos de transporte^a

Mecanismo	Forma de evaluación	Intervalo de influencia
Impacto inercial	$II = \frac{\rho_s d^2 V}{18 \mu D}$ $\frac{F_i}{F_g} = \frac{2 V_i^2}{g D}$	<p>Mayor impacto inercial a mayor velocidad de aproximación y menor viscosidad. Mayor probabilidad de colisión si la velocidad intersticial es mayor y menor el diámetro de los granos.</p> <p>El impacto inercial es despreciable para partículas suspendidas de diámetro entre 0.01 y 0.1 μm y densidad entre 1 y 2.65 Kg/m^3, para régimen laminar.</p>
Intercepción	$I = \frac{d}{D}$	<p>Hay remoción cuando las líneas de corriente están a una distancia menor a la mitad del diámetro de las partículas suspendidas.</p> <p>Es función de la relación d/D.</p>
Sedimentación	$\frac{V_s}{V_i} = \frac{g (\rho_s - \rho_a) d^2}{18 \mu V}$	<p>Resulta poco importante para velocidades intersticiales altas y diámetros de partículas suspendidas menores a 1 μm.</p> <p>Resulta un mecanismo de transporte significativo para partículas mayores a 1 μm y $\rho_s \approx \rho_a$. Es un mecanismo dominante para partículas mayores a 25 μm. Es función de la relación V_i/V_s.</p>
Difusión	$Pe = \frac{3 \pi \mu d D V}{K_B T}$	<p>Es debido a un movimiento errático de partícula pequeñas (movimiento Browniano). La intensidad del movimiento es inversamente proporcional al tamaño de las partículas. En filtración tiene importancia para partículas menores de 1 μm.</p>
Acción hidrodinámica		<p>Influye a partículas de más o menos 10 μm.</p> <p>Es función del régimen hidráulico y forma de la partícula.</p>

Elaborada a partir de las referencias 1,3 y 4.

^aEn la siguiente página se muestra la nomenclatura empleada en esta tabla.

En las ecuaciones de la tabla 1.1:

H = Parámetro adimensional que representa la eficiencia del mecanismo.

ρ_s = Densidad de las partículas suspendidas.

d = Diámetro de las partículas suspendidas.

D = Diámetro de los granos del medio filtrante.

V = Velocidad de aproximación

μ = Viscosidad absoluta del agua.

F_i = Fuerza centrífuga inercial.

F_g = Fuerza de gravedad.

V_i = Velocidad intersticial.

I = Parámetro adimensional de intercepción.

V_s = Velocidad de sedimentación de las partículas.

ρ_a = Densidad del agua.

g = Constante de aceleración de la gravedad.

Pe = Número de Peclet.

K_B = Constante de Boltzmann (1.38×10^{-23} J/°K).

T = Temperatura.

Otro mecanismo de filtración por considerar es el tamizado. Este no es un mecanismo de transporte *per se*, pero es un factor físico relacionado con la captura de partículas en las juntas de los granos del lecho y en pequeños poros abiertos. Este mecanismo de remoción es función de la tasa de tamaño de partícula a tamaño de grano. De acuerdo con Herzig³, esta relación debe ser a lo más 1:20 para tener importancia como mecanismo de remoción.

En términos generales el transporte de partículas en los poros del lecho del filtro es un proceso eficiente en la filtración convencional, de ahí que para fines prácticos no despierte un interés adicional al de su entendimiento.

Varios autores^{4,6} concluyen que los mecanismos de transporte tienen poca importancia en el diseño de los filtros y recomiendan que los esfuerzos en la comprensión y control del proceso se deben orientar hacia los mecanismos de adherencia, sin olvidar que los factores involucrados afectan tanto a la adhesión como al transporte de las partículas.

1.1.2 MECANISMOS DE ADHERENCIA ó FIJACIÓN

En las cercanías del grano, entre la partícula y la superficie de aquel, existen fuerzas de interacción que conllevan a la fijación de la partícula a la superficie del grano, entendiendo como grano tanto al grano limpio (estado inicial), como al grano cubierto por el material que se ha retirado de la suspensión y se le ha fijado. Las fuerzas que actúan en la superficie de un sólido o un líquido son una extensión de las fuerzas que actúan dentro del cuerpo del material.

La fijación (adsorción) es un proceso mediante el cual se extrae materia de una fase y se concentra en la superficie o interfase de otra. Es un fenómeno fisicoquímico de superficie que se basa en las fuerzas de atracción y repulsión entre moléculas, iones y átomos.

La adherencia entre las partículas y el medio está gobernada principalmente por las características de la suspensión y de la superficie tanto de las partículas suspendidas como de los granos del lecho: pH, temperatura, concentración del soluto; área superficial, distribución de tamaños de poro, tamaño de partícula, naturaleza química del adsorbente. Las propiedades de la arena limpia en el lecho del filtro, por ejemplo, varían con el pH y con el tipo y valencia de los cationes presentes en el agua (O'Melia & Crapps)⁷.

Las fuerzas impulsoras primarias de la adsorción son consecuencia de la afinidad del soluto por el sólido (granos del lecho) o bien la no afinidad del soluto respecto al disolvente particular. Para la mayoría de los sistemas encontrados en el tratamiento del agua y agua residual hay una acción combinada de las dos fuerzas. El grado de solubilidad de una sustancia disuelta es una medida de la intensidad de éstas. Mientras más soluble sea un soluto en el disolvente (hidrofilico), menor posibilidad tiene de transportarse hacia una interfase para ser adsorbido. Muchos contaminantes orgánicos tienen una estructura molecular compuesta de grupos hidrofóbicos e hidrofílicos; la parte hidrofóbica puede adsorberse y la hidrofílica permanecer en solución⁹.

La adsorción se ha tratado de explicar principalmente por dos modelos: El de la doble capa, basado en la interacción entre las fuerzas de repulsión electrostática y las de atracción de Van der Waals; y el de puente químico (bridging model), que explica los efectos resultantes de los puentes y enlaces químicos entre las partículas de la suspensión y el medio (Di Bernardo)¹.

1.1.2.1 INTERACCIONES ELÉCTRICAS Y DE VAN DER WAALS

Las partículas sólidas sumergidas en agua presentan cargas en su superficie. En la interfase sólido-líquido existe una capa de iones de carga opuesta a la del sólido (capa compacta) y otra de iones esparcidos, también de carga opuesta (capa difusa). Esta doble capa electroquímica establece un potencial de repulsión entre las partículas de la suspensión con cargas eléctricas semejantes. La magnitud de este potencial de repulsión y la distancia a la cual actúa su campo de acción, son afectadas por la composición química de la suspensión (O'Melia & Crapps)⁷.

Las fuerzas de atracción entre los átomos y entre las partículas fueron postuladas por Van der Waals. La acción es análoga a la que sucede en un sedimentador si sustituimos la fuerza de gravitación por las fuerzas de Van der Waals. Las fuerzas de Van der Waals se incrementan con la densidad de las partículas, de manera que el flóculo más denso se adhiere con mayor fuerza al medio filtrante. A la adsorción que tiene lugar debido a este tipo de fuerzas se le llama generalmente adsorción física y se considera que la molécula adsorbida no está fija en un lugar específico de la superficie, sino que más bien está "libre de trasladarse" dentro de la interfase¹⁰.

La interacción entre las partículas suspendidas y los granos del medio filtrante pueden entenderse recurriendo a las figuras siguientes, tomadas de la referencia 1. En cualquiera de los casos se considera que los granos del lecho filtrante tienen carga negativa (arena de sílice por ejemplo):

En la figura 1.1 se muestra una partícula de arcilla, de forma irregular, cargada negativamente. La resultante, de los efectos de las fuerzas electrostáticas y de Van der Waals, evita que ocurra adherencia entre la partícula y los granos del medio.

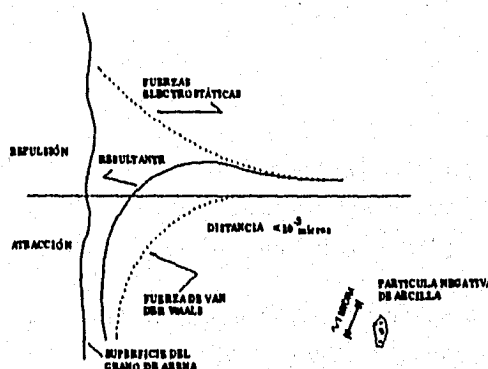


FIGURA 1.1 Interacción entre grano de arena y partícula de arcilla cargada negativamente. Tomada de la referencia 1

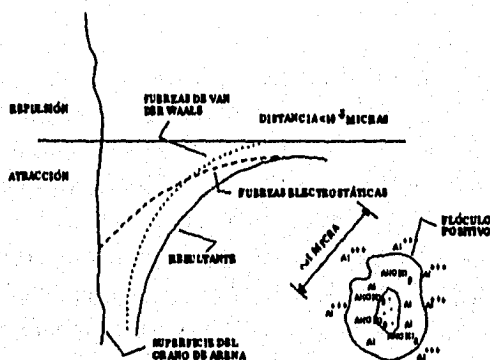


FIGURA 1.2 Interacción entre grano de arena y partícula con carga positiva en exceso. Tomada de la referencia 1

En el caso de la figura 1.2, los productos de la hidrólisis del aluminio se han incorporado a la partícula de arcilla, de modo que la carga superficial resultante es positiva. La barrera de energía ahora es sustituida por un potencial positivo, resultado de la suma de los efectos las fuerzas de Van der Waals y las electrostáticas. La eficiencia de remoción es elevada al principio, pero a medida que la superficie de los granos se torna positiva, la eficiencia disminuye.

En la figura 1.3, las partículas están en el punto isoelectrónico, es decir, en el punto neutro. La barrera de energía desaparece y el contacto resulta en adherencia.

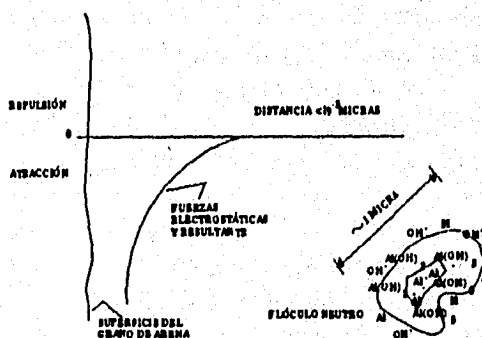


FIGURA 1.3 Interacción entre grano de arena y partícula de arcilla con carga positiva. Tomada de la referencia 1

El modelo de la doble capa es muy importante, sin embargo, no considera las fuerzas químicas que participan en la fijación de las partículas¹.

1.1.2.2 INTERACCIÓN QUÍMICA

Los enlaces químicos entre las partículas y la superficie de los granos puede llevarse a cabo por intercambio iónico o adsorción¹¹. La adsorción es probablemente el mecanismo de remoción predominante en la filtración rápida por arena.

En la adsorción por intercambio, los iones se concentran en una superficie por atracción electrostática o química. El potencial químico y eléctrico controlan la movilidad de los iones entre las fases. En estos sistemas el ion de mayor carga será atraído más fuertemente hacia la superficie del adsorbente de donde se libera otro. Si los iones tienen igual carga, el tamaño molecular determina la preferencia de la adsorción. El más pequeño se moverá más rápidamente. La naturaleza de la solución también influye, por ejemplo los iones hidrofóbicos son más fáciles de intercambiar.

La interacción química es particularmente importante en la filtración y en los tratamientos previos a ésta. Se sabe que la desestabilización de las partículas coloidales, por ejemplo, está influenciada por los productos de la hidrólisis de los polímeros o de las sales de aluminio o hierro (Stumm & Morgan¹²), que se polimerizan a determinados valores de pH. La coagulación de las partículas suspendidas tiene lugar en dos etapas: Neutralización de las partículas de carga negativa, por los hidróxidos positivos y; la formación de flóculos por puente entre las partículas como resultado de la adsorción en cadenas poliméricas. La floculación con la ayuda de polímeros sintéticos ha sido explicada por La Mer y Healy¹³ como adsorción de los polímeros sobre la superficie de las partículas, estos puentes resultan en la formación de estructuras tridimensionales largas y fuertes. Robeck G.G. & Kreissl (citados por Adin & Rebhun¹⁴) señalan que el control de la fortaleza del flóculo se traduce en control de la filtración y sus efectos en la tasa de penetración en el lecho y en el desarrollo de la pérdida de carga.

Adsorción específica

A la adsorción que se da cuando el proceso proviene de interacciones específicas entre elementos identificables del adsorbato y adsorbente, se le denomina adsorción específica y puede exhibir un intervalo muy amplio de energías de enlace, desde valores comúnmente asociados con la adsorción física, que corresponde al extremo más bajo del espectro, hasta energías más altas implicadas en adsorción química.

Regunathan *et al*¹⁵, trabajando con relaciones estequiométricas y mediciones de movilidad, mostraron que la adsorción específica de la hidrólisis de aluminio es la causa principal de la desestabilización de los coloides y que el puente químico o coagulación mutua o ambos, tendrán lugar dependiendo fuertemente del pH de la dispersión.

Se puede lograr un óptimo aprovechamiento de la capacidad del lecho adicionando reactivos que favorezcan o disminuyan la adsorción, dependiendo de las características del influente. O`Melia y Crapps⁷, en un estudio con partículas suspendidas de hierro, observaron que la adsorción puede disminuirse elevando el pH o adicionando iones fosfato, lo que provoca mayores tasas de penetración. La adsorción se puede mejorar mediante el uso adecuado de polielectrólitos.

1.1.3 FACTORES INVOLUCRADOS EN EL DESPRENDIMIENTO

Hay controversia entre los investigadores respecto a como se alcanza la perforación del filtro; básicamente hay dos tendencias una encabezada por Ives y la otra por Mintz¹⁶: Ives señala que el decremento en el coeficiente del filtro, que conlleva a la fuga del mismo, es el resultado del incremento del depósito en el filtro lo que ocasiona constricción en los poros tubulares del lecho; el resultado de cambios en la geometría de los poros y en las velocidades intersticiales son responsables del decremento en el coeficiente del filtro. Por su parte Mintz considera que el decremento en el coeficiente del filtro, que conlleva a la fuga, es el resultado del arrastre de partículas previamente depositadas en el lecho; afirma que la tasa de depósito permanece relativamente constante durante la corrida de filtración.

El desprendimiento de las partículas del medio filtrante puede ser atribuido a dos fenómenos principalmente: A la reducción en la eficiencia de fijación de las partículas y, al incremento en la velocidad intersticial. Ambos fenómenos relacionan el desprendimiento con el depósito específico (volumen de partículas capturadas por volumen de lecho filtrante).

1.1.3.1 REDUCCIÓN EN LA EFICIENCIA DE FIJACIÓN

Conforme el ciclo de filtración avanza, las características del medio filtrante cambian y las posibilidades de que la partícula se adhiera al medio filtrante son más escasas, debido: a) a que los espacios activos han sido ya ocupados por las partículas removidas y, b) a que las características de la superficie del medio filtrante han cambiado.

1.1.3.2 INCREMENTO EN LA VELOCIDAD INTERSTICIAL

La adhesión de partículas a los granos del lecho reduce los espacios libres de paso de la suspensión, lo que provoca un incremento en la velocidad intersticial. Consecuentemente los esfuerzos de corte, a que son sometidas las partículas adheridas al medio, también aumentan. Esto tiene dos consecuencias importantes, por un lado las partículas fijas al medio son "arrancadas" de éste (o fragmentadas) y por el otro, se dificulta el que nuevas partículas se fijen al medio.

1.1.3.3 DEPOSITO DE PARTÍCULAS EN EL LECHO

Fue Mintz el primero en sugerir al desprendimiento como el tercer paso que tiene lugar en la filtración (citado por Moran *et al*¹⁷). Mintz sugiere que las partículas retenidas se están

desprendiendo al propio tiempo que nuevas se adhieren al medio; describe el desprendimiento como directamente proporcional al depósito:

$$\left(\frac{\partial \sigma}{\partial t}\right)_{\text{desprend}} = -\alpha \sigma \quad (\text{Ec. 1.1})$$

Donde:

σ = Depósito específico (masa o volumen depositado por unidad de volumen del lecho).

t = Tiempo.

α = Constante de la tasa de acumulación del depósito σ .

Vigneswaran y Chang¹⁸, y Adin y Rebhun¹⁹ incorporan términos en sus modelos que asumen que el desprendimiento es directamente proporcional al producto del gradiente hidráulico y a la cantidad de material depositado en el lecho del filtro:

$$\left(\frac{\partial \sigma}{\partial t}\right)_{\text{Desprend}} = -K_D J \sigma \quad (\text{Ec. 1.2})$$

Donde:

K_D = Coeficiente de desprendimiento.

J = Gradiente hidráulico.

Moran *et al*¹⁷, en un estudio realizado con la suspensión proveniente de una planta de ablandamiento, muestran evidencia clara de desprendimiento. Observaron que el desprendimiento tiene una fuerte dependencia del depósito específico, mayor a la que pudieran tener otras variables como la tasa de filtración. Aclaran que la influencia de la tasa de filtración radica sobre todo en su relación con el depósito, ya que mayor tasa provoca mayor depósito. Concluyen que el desprendimiento se da como un proceso repetitivo de captura-liberación, y que éste, el desprendimiento, es quizás el factor dominante en la perforación del filtro. Los autores señalan que el desprendimiento disminuye conforme aumenta la profundidad del lecho, por lo que ésta es importante para asegurar una adecuada protección del efluente.

No obstante el amplio conocimiento de los mecanismos de filtración, es remota la posibilidad de predecir el comportamiento del fenómeno ante cualquier tipo de suspensión, medio filtrante y condiciones operativas, y no solo eso, además hay que destacar que en una corrida de filtración, el dominio de los mecanismos puede cambiar con el tiempo, originando cambios de comportamiento en la calidad y en el desarrollo de la pérdida de carga.

Las etapas y los criterios que definen la duración del ciclo de filtración merecen un comentario aparte.

1.2 CRITERIOS DE DISEÑO Y OPTIMIZACIÓN DE LOS FILTROS

1.2.1 ETAPAS DEL CICLO DE FILTRACIÓN

Las pérdidas hidráulicas crecen progresivamente con el atascamiento del filtro hasta que alcanza un nivel máximo cuando ya no se puede mantener la tasa de filtración de trabajo, o bien, se rebasa el límite permitido en la calidad del efluente.

El comportamiento dinámico de la calidad del efluente del filtro se desarrolla en tres etapas bien definidas: una etapa de maduración; un período estacionario de trabajo y una etapa final de perforación o fuga (breakthrough)¹⁴.

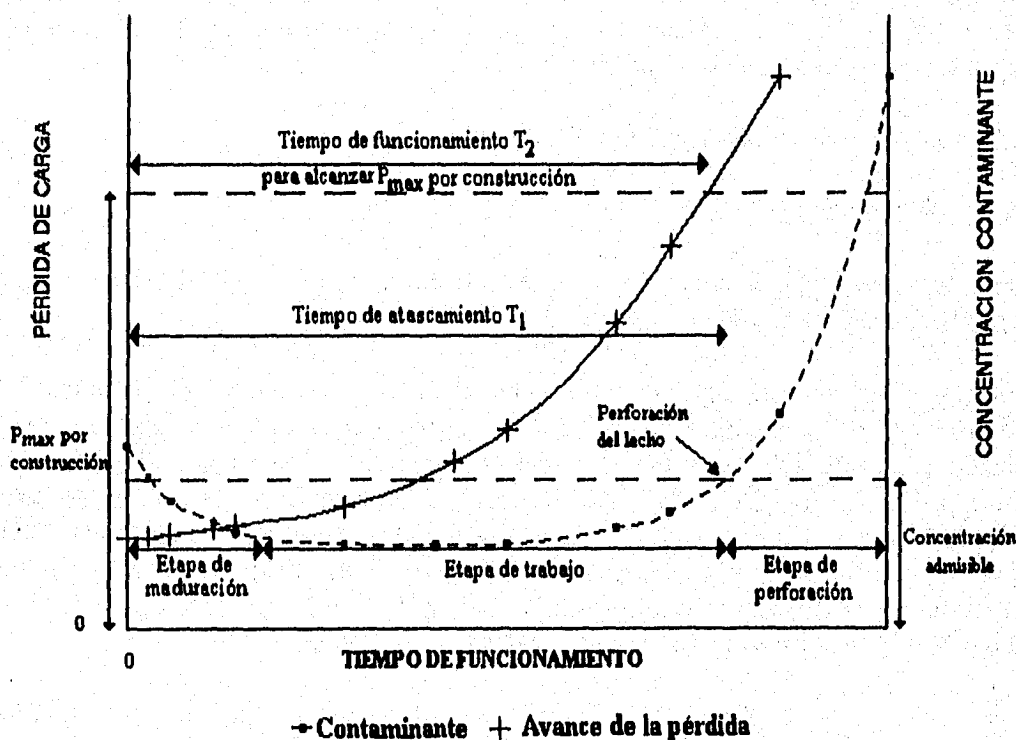


FIGURA 1.4: Optimización del filtro. Evolución de pérdida de carga y calidad del efluente.

Durante la etapa de maduración (ver figura 1.4), la concentración del contaminante en el filtrado decrece rápidamente hasta alcanzar un valor bajo estable; esto marca el inicio de la etapa efectiva de trabajo para el lecho. Después, si la corrida de filtración continua, la concentración del

contaminante en el efluente empieza a elevarse con lo que se inicia la etapa de perforación; al cambio drástico en la pendiente de la curva mostrada en la gráfica 1.4, entre la etapa de trabajo y la pérdida de calidad del efluente, se le denomina "punto de fuga" o de perforación del filtro. La etapa de perforación se caracteriza por un marcado incremento en la tasa del contaminante residual, muy parecido a como ocurre la perforación en los procesos de adsorción. Si el proceso continua dentro de la etapa de perforación, el lecho sigue removiendo material, pero la remoción es baja y constante, y la curva tiempo-remoción se hace asintótica al valor $C/Co = 1$.

La fuga ocurre cuando las fuerzas de corte hidrodinámicas llegan a ser mayores que las fuerzas de adhesión provocando desprendimiento (o ruptura) de las partículas previamente capturadas (flóculos), o bien debido al paso directo de algunas partículas a través del filtro. Estudios realizados^{20,21} muestran dispersión en los datos de la calidad en el efluente de los filtros, que sugieren que la etapa de fuga no tiene un desarrollo regular como la maduración, sino que probablemente el rompimiento ocurre en eventos discretos como "microavalanchas", que explicarían la dispersión de los datos. Resulta muy difícil diferenciar entre la fuga causada por el paso directo de partículas del influente a través del filtro y aquella causada por el desprendimiento de partículas del medio filtrante.

1.2.2 OPTIMIZACIÓN DEL CICLO DE FILTRACIÓN.

Criterios de calidad y pérdida de carga

Mintz e Ives definen un ciclo óptimo como aquel que termina en la fuga al mismo tiempo que la pérdida de carga desarrolla el límite posible.

En un caso práctico es necesario definir el punto de fuga como aquel en el que la calidad del filtrado alcanza un valor crítico, el cual es seleccionado de acuerdo con los requerimientos de calidad o la capacidad de desarrollo de pérdida de carga de las instalaciones. Por seguridad se busca consumir la carga disponible antes de superar la norma de calidad que corresponda $T_2 < T_1$ (figura 1.4). Con base en lo descrito se establecen los dos criterios que determinan la duración de los ciclos de filtración y, en consecuencia, el diseño de los filtros: **El criterio de calidad y el de pérdida de carga.** Tradicionalmente es el criterio de pérdida de carga el que rige el diseño de los filtros en los que se busca remover material suspendido.

En la teoría contemporánea de filtración en medio granular, se persigue el máximo aprovechamiento del lecho filtrante (deep filtration). Para utilizar todo el lecho, su espesor se debe aproximar a la máxima profundidad posible de penetración de las partículas, sin detrimento de la calidad en el filtrado, bajo las condiciones de operación dadas.

Tanto T_1 como T_2 varían extraordinariamente dependiendo de factores como las características y cantidad de material en suspensión; de la granulometría, propiedades y espesor del material filtrante; de la tasa de filtración y otros factores operativos.

1.3 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA FILTRACIÓN

1.3.1 CARACTERÍSTICAS DE LA SUSPENSIÓN

1.3.1.1 EFECTO DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL MATERIAL SUSPENDIDO

El mecanismo de adhesión de las partículas en suspensión, sobre la superficie de los granos (o a las partículas ya adheridas) depende de las interacciones electrostáticas, adsorción específica y otras ya comentadas; todas en función de las características físico-químicas de las partículas en el agua y de las propiedades del medio filtrante.

Las características de las partículas por remover son quizás el factor de mayor influencia en el proceso de filtración. Afortunadamente el diseñador y el operador pueden incidir en ellas a través del pretratamiento, principalmente mediante tipo y dosis de reactivo, y condiciones de mezcla (tiempo e intensidad).

Un floculo que origina fuerte adhesión al grano del lecho podría dar lugar a un efluente de buena calidad, pero por otro lado también generará un incremento en la pérdida de carga y mayores consumos de agua durante el retrolavado; en la filtración, fuertes fuerzas de adhesión, debidas a la adición de algún polímero por ejemplo, pueden resultar en la necesidad de cambiar las condiciones hidráulicas del lecho para reducir las pérdidas de carga. De manera análoga sucede con un floculo grande y denso; este floculo generará avances de pérdidas de carga aceleradas y escasa penetración en la profundidad del lecho, es decir, sólo se utilizarán los niveles superiores del filtro mientras que las capas inferiores serán desaprovechadas. De manera recíproca, un floculo débil, con poca adherencia al lecho, será arrastrado hacia capas inferiores. Un floculo fuerte favorece el criterio de calidad y uno débil el de pérdida de carga.

Melissa Moran *et al*⁷ observaron, al filtrar el efluente del sedimentador de una planta de ablandamiento, que las etapas de maduración y perforación tienen una fuerte dependencia del tamaño de la partícula: Las partículas pequeñas ($1.1\mu\text{m} < d_p < 1.8\mu\text{m}$) muestran un mayor período de maduración y exhiben el mayor incremento en remoción. El tamaño intermedio madura tempranamente ($3.0\mu\text{m} < d_p < 4.7\mu\text{m}$) pero decrece significativamente en remoción conforme el depósito en el lecho se incrementa. Las partículas mayores ($8.5\mu\text{m} < d_p < 14\mu\text{m}$) exhiben mayor consistencia en remoción pero cuando el depósito en el lecho alcanza valores altos, la remoción eventualmente decae; se observó que el desprendimiento es mayor para partículas de mayor tamaño.

La mayor duración de la etapa de maduración para partículas pequeñas y lo temprano de la fuga de las mayores y especialmente las de tamaño intermedio, tienen una tendencia repetitiva a pesar de las variaciones en las condiciones experimentales realizadas por Melissa Moran *et al*.

Los resultados de este estudio hacen sospechar que, dependiendo de la consistencia del floculo, se pueden presentar cambios en los tamaños de las partículas durante su paso por el lecho del

filtro. La eficiencia de remoción de un tamaño de partículas puede aumentar mientras otro intervalo simultáneamente disminuye y esta condición a su vez cambiar respecto al tiempo. Importantes esfuerzos de investigación se deben hacer a este respecto.

1.3.2 CARACTERÍSTICAS DEL MEDIO FILTRANTE

1.3.2.1 TIPO DE MEDIO FILTRANTE

El tipo de medio filtrante influye en la calidad que se desea para el agua filtrada; al seleccionarlo no se debe olvidar tomar en cuenta aspectos como la facilidad de lavado del lecho.

Tradicionalmente se utiliza arena como material filtrante; sin embargo, hay una gran variedad de materiales con propiedades especiales, que se pueden utilizar en aplicaciones específicas, dependiendo del contaminante que se quiera remover. Entre otros materiales de uso generalizado en la filtración podemos mencionar a la antracita, zeolita, poliestireno, granate y carbón activado.

1.3.2.2 EFECTO DE LA GRANULOMETRÍA DEL LECHO

La forma, densidad, tamaño y distribución del tamaño de grano son características que influyen en la filtración, en especial las dos últimas.

Un aumento en el diámetro del grano del material filtrante conlleva a una reducción de la pérdida de carga, pero la calidad del filtrado producido es peor si el resto de las condiciones se mantienen sin cambio; esto es, se favorece el criterio de pérdida de carga, pero va en contra del de calidad.

1.3.2.3 EFECTO DE LA PROFUNDIDAD DEL LECHO

En la filtración a profundidad, la remoción de las partículas se traslada gradualmente desde las capas superiores del filtro hacia las inferiores, a medida que el funcionamiento del filtro progresa.

Con base en la teoría de filtración, se predice que partiendo de condiciones de lecho limpio, la eficiencia de remoción de una sección baja de un filtro, con medio uniforme, será idéntica a la eficiencia de remoción para una sección de igual profundidad en lo alto del filtro; sin embargo, se han observado mejores remociones en las secciones superiores que en las bajas²¹. Particularmente hablando de un agua natural, ésto se puede deber a la no homogeneidad de las características químicas de la superficie de las partículas suspendidas del influente, hecho que en las consideraciones teóricas regularmente se desprecia. Si algunas partículas tienen mayor superficie activa que otras, éstas tendrán diferente eficiencia de colisión que las de menor superficie. Las partículas menos estables serán capturadas preferentemente sobre el lecho, dejando que las partículas más estables pasen a capas inferiores.

Al contar con mayor altura de lecho se tiene mayor capacidad remoción, al ofrecer mayor espacio de depósito y mayor recorrido de la partícula suspendida, consecuentemente se presenta una mayor probabilidad de colisión entre partícula y grano; sin embargo, también repercute en mayores pérdidas de carga y en estructuras necesariamente más altas.

El espesor del lecho es un factor que también se puede ver afectado, en el diseño, por las características topográficas del lugar y la configuración del tren de tratamiento.

1.3.3 CARACTERÍSTICAS OPERATIVAS

1.3.3.1 EFECTO DE LA TASA DE FILTRACIÓN

No se puede generalizar que el empleo de tasas de filtración bajas aseguren la producción de agua filtrada de mejor calidad y mayor volumen de agua producida por ciclo de filtración⁸; sin embargo, sí se puede establecer que para unas condiciones dadas, existe una tasa de filtración para la cual el volumen de agua filtrada es mayor por unidad de pérdida de carga (figura 1.5).

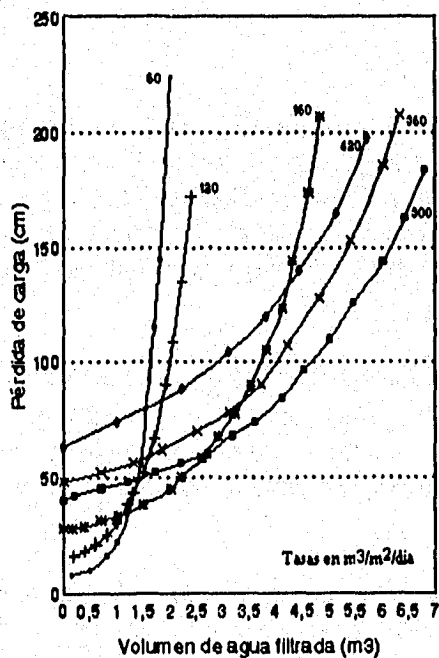


FIGURA 1.5 Volumen de agua filtrada y pérdida de carga para varias tasas de filtración. Cleasby & Baumann, 1962.

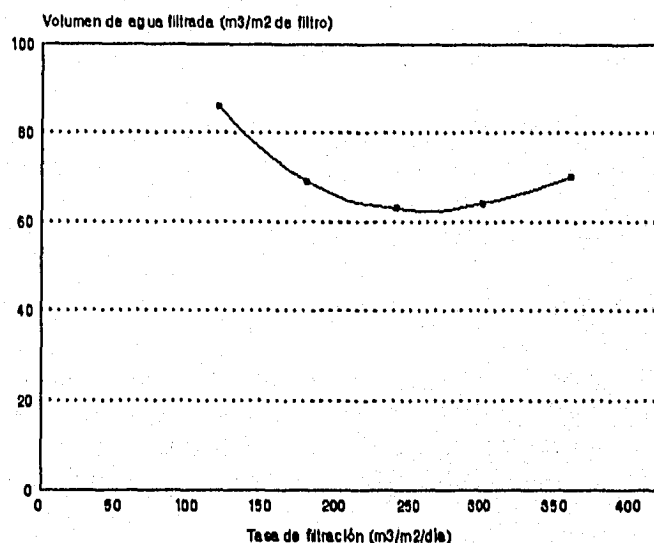


FIGURA 1.6 Tendencia de tasa óptima. Di Bernardo, 1982.

En algunos casos, a altas tasas de filtración se produce más agua por unidad de tiempo o por unidad de incremento de las pérdidas, pero la duración del ciclo es menor debido a las mayores pérdidas iniciales que se originan (Cleasby y Baumann⁸). Los estudios de los que se concluye esto muestran un comportamiento no lineal en el desarrollo de la pérdida de carga respecto al tiempo. A una tasa mayor, la pérdida de carga se incrementa conforme avanza la corrida de filtración.

Estudios referidos en el mismo trabajo, señalan que tasas de filtración elevadas también pueden dar lugar a una disminución en el volumen producido de agua o no muestran incremento en la producción por corrida. Cleasby y Baumann destacan que las curvas de pérdida de carga contra el tiempo, en la mayoría de estos últimos estudios referidos, tuvieron un comportamiento lineal o cercano a éste.

Para la filtración de agua con partículas de hidróxido de hierro, las tasas de filtración bajas produjeron mayores volúmenes de agua con calidad aceptable para una determinada pérdida final. Cleasby²² observó que la eficiencia de remoción para diferentes profundidades de lecho fue menor a tasas de filtración altas. En tanto que el filtrado del influente de una planta de

ablandamiento muestra un aumento en el volumen filtrado conforme aumenta la tasa de filtración, hasta alcanzar un valor óptimo (tasa de filtración óptima), después de la cual el volumen producido disminuye con el aumento de la tasa de filtración.

Este fenómeno también fue observado por Di Bernardo²³ en estudios con filtros de arena y antracita en sistemas de filtración directa (figura 1.6). En el estudio mostrado por Cleasby y Baumann (figura 1.5), se observa que a bajas tasas de filtración, la pérdida de carga se incrementa rápidamente con el progreso de la corrida de filtración. A mayores tasas de filtración, esta tendencia disminuye. El inicio del desarrollo de estas curvas muestra un comportamiento casi lineal y paralelo, más marcado conforme mayor es la tasa. La tasa de filtración óptima, es la tasa menor en la cual la pérdida de carga tiene un desarrollo casi lineal en su inicio. No obstante, puede ser que la tasa de filtración óptima desde el punto de vista del volumen producido, no ofrezca un agua de calidad aceptable.

En general, para poder aumentar la tasa de filtración sin perjuicio de la calidad del efluente es necesario aumentar el espesor del lecho si se mantiene constante el tamaño del grano; o bien, reducir las pérdidas finales y en consecuencia la duración de la carrera del filtro. Como se ve, el incremento en la tasa de filtración no favorece ni el criterio de calidad ni el de pérdida de carga, y manifiesta una fuerte interdependencia con la granulometría del lecho: Para mantener la calidad del efluente, cualquier aumento de la tasa de filtración se debe acompañar de una reducción en el diámetro efectivo del grano del lecho (criterio de calidad). Para alcanzar pérdidas de carga predefinidas en un mismo tiempo, un incremento en la tasa de filtración se debe acompañar de un aumento del tamaño del grano del lecho (criterio de pérdida de carga).

Al aplicar tasas de filtración bajas, se puede propiciar la formación de una torta de lodo en la superficie del lecho. Cuando se aplican tasas de filtración mayor algunas partículas de la torta superficial son arrastradas a capas más profundas del filtro, provocando una disminución en las pérdidas de carga y un mejor aprovechamiento del espesor del lecho; sin embargo, una mayor tasa también implica mayor número de partículas suspendidas arribando al lecho.

La presencia de un desarrollo exponencial de la pérdida de carga respecto al tiempo, manifiesta que se está formando una torta de lodo en la superficie del lecho. Cuando las partículas penetran en el lecho (puede ser debido a una tasa de filtración mayor), el desarrollo de la pérdida de carga, respecto al tiempo, tiende a un comportamiento lineal.

Adin y Rebhun¹⁴ encontraron en estudios del comportamiento de la filtración por contacto, que al utilizar polímero las partículas penetraron en el lecho y no observaron colmatación superficial, sin embargo si se presentó un desarrollo exponencial de la pérdida de carga conforme avanzaba la corrida, los autores concluyen que un desarrollo exponencial más que una remoción superficial, implica una alta tasa de remoción y acumulación local.

1.3.3.2 EFECTO DE LA CARGA HIDRÁULICA DISPONIBLE

La carga hidráulica influye significativamente en la duración de la carrera de filtración.

Di Bernardo y Cleasby²⁴ mostraron que los filtros con tasa declinante producen carreras de filtración más largas que los de tasa constante, para una misma pérdida de carga en el medio filtrante y la misma tasa de filtración promedio. Esto significa que los filtros de tasa constante necesitarían de una carga hidráulica disponible superior a la de los filtros de tasa declinante para obtener carreras de filtración de la misma duración. Mayores cargas hidráulicas disponibles propician carreras de filtración más largas, pero también exigen filtros más altos.

1.3.3.3 EFECTO DE LA DURACIÓN DEL CICLO

Como ya se ha comentado, la duración del ciclo de filtración está gobernada por dos criterios: la calidad y la pérdida de carga. En la discusión de los criterios de diseño y optimización se comenta la influencia de la duración del ciclo sobre la filtración (apartado 1.2).

1.3.3.4 CALIDAD REQUERIDA DEL AGUA TRATADA

La filtración se verá afectada por la calidad requerida en el efluente del filtro. Las características del filtro variarán según sea aplicado para potabilizar el agua, en el tratamiento avanzado de aguas residuales, para utilizar el efluente en recarga artificial de acuíferos o para aplicaciones recreativas o industriales.

Es más que evidente la estrecha relación entre los factores que afectan a la filtración (más de 20 según Adin *et al*²⁵). La filtración es una operación compleja que no puede ser analizada en función de una variable sin tener en cuenta la influencia de las demás; ésto ha motivado a los investigadores a proponer parámetros indicadores del funcionamiento del filtro que involucran a un tiempo a las principales variables que influyen en la filtración.

1.4 INDICADORES DEL FUNCIONAMIENTO DEL FILTRO

Describir por separado los factores que más afectan a la filtración facilita la comprensión de la influencia que ejerce cada uno en la eficiencia de la operación, aunque en realidad, la filtración es una operación compleja en la que intervienen simultáneamente varios factores. A continuación se comentan algunas ecuaciones básicas que tratan de explicar el fenómeno de filtración y algunos indicadores del funcionamiento de la filtración; ambos tipos de expresiones matemáticas son muy útiles en la interpretación de los resultados experimentales de la filtración.

1.4.1 FLUJO EN MEDIO GRANULAR

El flujo del agua a través de un filtro con las velocidades generalmente empleadas en el tratamiento del agua, se da de la misma manera que a través de un estrato subterráneo⁶. Darcy propuso que la velocidad media entre dos puntos de un material poroso, es proporcional a la pérdida de carga que se genera al recorrer la distancia entre ellos.

$$v = K_p \frac{h}{L} \quad (\text{Ec. 1.3})$$

Donde:

h = Pérdida de carga.

K_p = Coeficiente de permeabilidad. Caracteriza el medio (arena, arcilla, etc)

L = Longitud (profundidad del lecho).

v = Velocidad de aproximación.

Kozeny propuso que la resistencia a la filtración, de agua limpia, en un lecho de arena también limpio, se puede expresar mediante la siguiente relación:

$$\frac{h}{L} = v \frac{k_k \mu (1-f)^2}{g \rho f^3} \left(\frac{A}{V}\right)^2 \quad (\text{Ec. 1.4})$$

Donde :

ρ = Densidad.

μ = Viscosidad del agua.

f = Porosidad del lecho.

k_k = Constante. Representa el tipo de lecho.

A/V = Relación del área superficial de los granos del lecho al volumen del mismo.

1.4.2 COEFICIENTE DE FILTRACIÓN Y DEPÓSITO EFECTIVO

Aunado al comportamiento hidráulico, el filtro tiene un comportamiento dinámico de la calidad del efluente. En relación con esto existe una gran variedad de modelos, la mayoría de ellos parten de las observaciones realizadas por Iwasaki: la remoción en función de la profundidad se considera una ecuación de 1^{er} orden respecto a la concentración:

$$-\frac{\partial C_{ss}}{\partial L} = \lambda C_{ss} \quad (\text{Ec. 1.5})$$

Donde:

C_{ss} = Concentración de sólidos en suspensión en cualquier tiempo y altura del filtro.
 λ = Coeficiente del filtro. Representa la eficiencia de filtración.

Fue Iwasaki quien consideró a λ como un coeficiente de proporcionalidad entre la variación de concentración de partículas suspendidas, el espesor del medio filtrante y la concentración del influente. Integrando la ecuación 1.5 para todo el espesor del lecho, se tiene:

$$C = C_0 e^{-\lambda_0 L} \quad (\text{Ec. 1.6})$$

$$\lambda = \frac{\log\left(\frac{C_0}{C}\right)}{L} \quad (\text{Ec. 1.7})$$

Esta ecuación considera que al inicio de la filtración, cuando el medio filtrante está limpio, cualquier subcapa del mismo presenta la misma eficiencia de remoción; y que la suspensión es uniforme al entrar y salir de una subcapa cualquiera.

El modelo de Iwasaki caracteriza a un filtro con una siempre creciente eficiencia de remoción, considera la maduración del filtro pero desprecia los efectos del desprendimiento. Cabe aclarar que Iwasaki desarrolló esta ecuación experimentando en filtros lentos, donde el tamizado puede llegar a ser un mecanismo dominante. En un lecho limpio, secciones con diferentes espesores se pueden comparar con base en el coeficiente de filtración de Iwasaki (λ).

El otro parámetro de interés es el depósito efectivo (σ), que se define como el volumen que ocupan las partículas removidas en la unidad de volumen de lecho filtrante.

Estos dos parámetros (λ y σ), son muy socorridos por los investigadores al evaluar el funcionamiento de la filtración. En la referencia 1 se discuten con mayor detalle algunos de estos modelos.

1.4.3 ÍNDICES DE PROCESO

A la fecha no se ha establecido un índice que muestre la diferencia, desde el punto de vista de su filtrabilidad, entre varios tipos de suspensiones; ésto obliga a realizar pruebas experimentales para cada caso. No solo es necesario involucrar a los principales factores para evaluar la filtración, sino que hay que conocer los cambios en el dominio de los mecanismos de remoción que se presentan y que también pueden cambiar a lo largo de la corrida de filtración.

Varios son los intentos que se han hecho con el fin de obtener una prueba estandarizada de filtración que pueda ser aplicada a cualquier suspensión para tener una medida de su filtrabilidad²⁵; sin embargo, no se ha logrado aún desarrollar un índice de filtrabilidad estándar que satisfaga los siguientes requisitos:

1. Que permita a los operadores la optimización de las dosis de coagulantes y floculantes con el fin de lograr la mejor remoción del contaminante al menor costo posible.
2. Que permita una medición cuantitativa de los efectos de varias alternativas de pretratamiento sobre el funcionamiento del filtro.
3. Que permita realizar comparaciones de características de filtrabilidad de las suspensiones que hayan sido estudiadas por diferentes investigadores en diferentes partes del mundo.
4. Que tenga una adecuada correlación con el funcionamiento de plantas a escala real, de tal manera que sea posible hacer predicciones del comportamiento del filtro a partir del índice de filtrabilidad del agua problema.

Se han desarrollado algunas determinaciones mediante técnicas de filtración sobre membranas. La determinación consiste en pasar 100 mL del agua problema por una membrana con tamaño de poro de $0.45\mu\text{m}$ con la ayuda de una bomba de vacío. El tiempo requerido para filtrar la muestra se conoce como tiempo de filtración.

La determinación de la filtrabilidad de una suspensión utilizando la técnica anterior, puede tener aplicación en el control de la operación de una planta en particular, pero no ofrece una buena correlación del número de filtrabilidad con el funcionamiento de otras plantas con agua de diferentes características, fundamentalmente porque la filtrabilidad no es función únicamente de la cantidad y carácter de la materia en suspensión, sino también de la habilidad de un filtro particular de retener ese material. Los ensayos de filtración con membranas no aportan información respecto a la remoción del contaminante que pudiera presentarse con la profundidad o las pérdidas de carga que pudieran darse.

Algunos indicadores del funcionamiento del filtro se comentan a continuación:

1.4.3.1 GAMET AND RADEMACHER

Gamer y Rademacher citados por Cleasby²² utilizaron el siguiente indicador del funcionamiento del filtro (FPI), basado en la operación de un filtro a escala real:

$$FPI = \frac{VT}{\Delta h} \quad (\text{Ec. 1.8})$$

Donde:

- FPI = Índice de funcionamiento del filtro.
- V = Tasa de filtración
- T = Duración de la corrida de filtración
- Δh = Incremento en la pérdida de carga

Este índice no considera la calidad del filtrado de manera directa, aunque ésta puede introducirse al limitar la duración de la corrida al momento en que se alcance un valor preestablecido de calidad en el efluente.

1.4.3.2 HUDSON

En un estudio del comportamiento del lecho^{26,27} Hudson observó que en el momento en que el efluente de un filtro rápido deja de satisfacer una calidad preestablecida se cumple la siguiente relación:

$$K_H = \frac{Vd^3h}{L} \quad (\text{Ec. 1.9})$$

Donde:

- K_H = Índice de filtrabilidad o de fuga.
- V = Tasa de filtración [galones por minuto/pie cuadrado]
- d = Tamaño de la arena [mm]
- h = Carga terminal [pies]
- L = Profundidad del lecho filtrante [pulgadas]

Hudson determinó el índice de fuga para diferentes calidades del agua influente a 10°C. Los valores indicados en la tabla siguiente fueron determinados respetando las unidades antes señaladas.

TABLA 1.2 Valores del índice de filtrabilidad k_{11} para varias aguas y condiciones

TIPO	RESPUESTA A LA COAGULACIÓN	GRADO DE TRATAMIENTO PREVIO	VALOR DE K_{11}	OBSERVACIONES
I	Pobre	Promedio	0.4	Agua cruda difícil de coagular. Estructuras de pretratamiento y operación típicas.
II	Promedio	Promedio	1.0	Agua cruda no difícil de coagular. Condiciones típicas de pretratamiento
III	Promedio	Elevado	2.0	Agua cruda promedio. Estructuras de pretratamiento de alto grado.
IV	Promedio	Excelente	6.0	Agua cruda promedio. Estructuras de pretratamiento de alto grado con supervisión técnica.

1.4.3.3 CLEASBY

Cleasby²² menciona que es difícil comparar resultados de diferentes filtros. Para fijar una base común de comparación utilizó el módulo de impedimento (λ) y el depósito específico (σ), los que define según las siguientes relaciones:

$$\lambda = -\frac{C_1 - C_2}{L_2 - L_1} \quad (\text{Ec. 1.10})$$

Donde:

λ = Módulo de impedimento.

C_1 y C_2 = Concentración de partículas suspendidas a la entrada y salida del estrato en estudio.

L_1 y L_2 = Profundidad a partir de la superficie del filtro hasta los correspondientes puntos de muestreo donde se midieron C_1 y C_2 .

$$\sigma_y - \sigma_x = -v \frac{(C_1 - C_2)(t_y - t_x)}{L_2 - L_1} \quad (\text{Ec. 1.11})$$

Donde:

σ_x = Depósito acumulado en la capa de profundidad ($L_2 - L_1$) al tiempo t_x .

σ_y = Depósito en la capa en un tiempo posterior t_y .

v = Velocidad de aproximación.

Cleasby propuso un índice de filtrabilidad que relaciona al módulo de impedimento y al depósito específico de la siguiente manera:

$$FI = \frac{\lambda \sigma}{\Delta H} \quad (\text{Ec. 1.12})$$

Donde: FI= Índice de filtrabilidad.

σ = Depósito específico acumulado en una capa particular en un tiempo dado, a partir del inicio de la corrida de filtración.

λ = Módulo de impedimento para ese tiempo.

ΔH = Incremento de la pérdida de carga para la misma capa e intervalo de tiempo.

El índice se deberá calcular para dos tiempos diferentes, de manera que muestre la tasa de degradación o mejoramiento del índice respecto al tiempo, y para dos profundidades, para mostrar la efectividad de una capa comparada con otra. Los valores elevados del índice señalan una alta filtrabilidad de la suspensión. Cleasby comparó dos suspensiones con hierro: Una suspensión de sulfato férrico presenta un FI entre 200 y 600, mientras que para la de cloruro férrico varía entre 7 y 100, lo cual muestra que la primera suspensión es de mayor filtrabilidad.

El índice propuesto por Cleasby debe manejarse con precaución cuando se trabaje con suspensiones que provoquen bajos valores de pérdida de carga (en especial con bajas remociones), puesto que pueden enmascarar mala calidad del filtrado, con valores elevados del índice. Para evitar este caso, Cleasby propone fijar un valor mínimo del módulo de impedimento, en especial a la salida del lecho donde, la eficiencia de remoción debe ser máxima al inicio de la corrida. Si el valor inicial de λ no es al menos el valor requerido (Cleasby sugiere 3), el índice de filtrabilidad podría ser engañoso y su uso deberá descartarse.

1.4.3.4 IVES

Ives desarrolla su propuesta como una medida de comparación del efecto del pretratamiento en la filtración. Janssens *et al* referidos por Graham *et al*²⁸ señalan que éste es el índice más apropiado para la evaluación de las condiciones óptimas de operación en filtración directa. El índice propuesto por Ives es adimensional y se define de la manera siguiente:

$$F = \frac{H (C/C_0)}{v t} \quad (\text{Ec. 1.13})$$

Donde: F= Índice de filtrabilidad de Ives.

H= Pérdida de carga.

C= Calidad promedio del filtrado.

C_0 = Calidad de la suspensión del influente.

v = Velocidad de aproximación.

t= Duración de la corrida de filtración con calidad aceptable.

En un buen funcionamiento del filtro se esperarían bajas pérdidas de carga y remanentes de contaminante, largas duraciones de la corrida a altas tasas de filtración; en consecuencia, valores bajos del índice propuesto por Ives expresan buena filtrabilidad.

Graham *et al*²⁸ utilizaron el índice de filtrabilidad de Ives para evaluar la respuesta de la filtración directa frente a variaciones en el tipo y dosis de reactivos utilizados en la remoción de color de origen orgánico. Los autores pudieron observar que el índice de filtrabilidad de Ives sigue el mismo comportamiento que el remanente de color respecto al tiempo y destacan la importancia de este factor en la ecuación propuesta por Ives. Por desgracia Graham *et al* no reportan su experiencia respecto a variaciones en la tasa de filtración, donde tal vez el comportamiento del índice sería otro. Los autores del referido trabajo concluyen que la eficiencia del proceso pudo haberse evaluado en términos de la eficiencia de remoción de partículas con las mismas conclusiones alcanzadas al utilizar el índice propuesto por Ives.

Aún cuando los índices aquí mostrados no incluyen a todas las variables que influyen en la filtración, sí son de gran utilidad cuando se quiere evaluar el funcionamiento del filtro. Son herramientas muy útiles, y su aprovechamiento dependerá de la habilidad y conocimiento que tenga sobre ellas el evaluador.

1.4.4 EL ESTUDIO DE LAS VARIABLES DE LA FILTRACIÓN

Como se ha mostrado, son muchas las variables que intervienen en la filtración en medio granular. La filtración de diferentes suspensiones en un mismo medio filtrante y con las mismas características hidráulicas, da como resultado efluentes de diferentes calidades y curvas de pérdida de carga de formas distintas.

Para poder evaluar el efecto de algunas de las variables de la filtración es necesario recurrir a la experimentación, particularmente es conveniente primeramente hacerlo en el laboratorio. Una manera sencilla de lograr lo anterior es mediante el uso de filtros experimentales de lecho poco profundo⁵.

A escala de laboratorio se pueden probar varios reactivos y condiciones de operación en pocas corridas de muy corta duración, de tal manera que rápidamente se puedan despejar varias interrogantes. Para alcanzar lo anterior, los filtros experimentales de lecho poco profundo deben contar con algunas características indispensables para que la información que de ellos se obtenga sea confiable.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Di Bernardo Luiz.. Ciclo tratamiento, serie filtración rápida, manual III: teoría. Tomo III Filtración. *Centro Panamericano de la Salud y Ciencias del Ambiente*. Lima, 1992.
2. O'Melia C.R. & Stumm W. Theory of Water Filtration. *Jour AWWA*, 59:11:1393. November, 1967.
3. Herzig J.P., LeClerc D.M. & Le Goff P. Flow of suspensions through Porous Media-Applications to Deep Filtration. *Ind Eng Chem*. 62:5:8. May, 1970.
4. Boyd R.H. and Ghosh M.M. An Investigation of the Influences of Some Physicochemical Variables on Porus-Media Filtration. *Jour AWWA*. February, 1974.
5. Adin A, Baumann E.R. & Cleasby J.L. The Application Theory to Pilot-Plant Design. *Jour AWWA*. January, 1979.
6. Fair G.M., Geyer J.Ch. y Okun D.A. Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales. Vol 2. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales. Ed. *Limusa*. México 1984. pp 241.
7. O'Melia C.R. and Crapps D.K. Some Chemical Aspects of rapid Sand filtration. *Jour AWWA*. October, 1964.
8. Cleasby J.L. and Baumann E.R. Selection of Sand Filtration Rates. *Jour AWWA*. May, 1962.
9. Edeline F. L'épuration physico-chimique des eaux. Théorie & technologie. Editorial *Lavoisier Tec & Doc*. pp 251-261.
10. Weber W.J. Control de la calidad del agua. Procesos físicoquímicos. Editorial *Reverté S.A.* España, 1979. pp 210-273.
11. O`Melia C.R. and Stumm W. Theory of Water Filtration. *Jour AWWA*. November, 1967.
12. Stumm W & Morgan J. Chemical Aspects of Coagulation. *Jour AWWA* 54:8:971: (Aug 1962).
13. La Mer V.K. & Healy T. Adsorption-Floculación Reactions of Macromolecules at the Solid-Liquid Interface. *Rev. Pure & Applied Chemistry*, 13:3 (1963).
14. Adin A. & Rebhun M. High-Rate Contact Flocculation-Filtration with Cationic Polyelectrolytes. *Jour AWWA*. February, 1974

15. Regunathan P, Cleasby J.L & Cerwick J.A. Coagulation Cake-Filtration and Filterability. *Jour AWWA*. 67:3:202 (March, 1973).
16. Ginn T.M., Amirtharajah A., and Karr P.R. Effects of Particle Detachment in Granular-Media filtration. *Jour AWWA*. February, 1992.
17. Moran M.C., Moran D.C. Cushing R.S. and Lawler D.F. Particle Behavior in Deep-Bed Filtration: Part 2 - Particle Detachment. *Jour AWWA*. December, 1993.
18. Vigneswaran S. & Chang J.S. Mathematical Modeling of the Entire Cycle of Deep-Bed Filtration. *Water, Air, & Soil Pollution*. 29:2:155 (1986).
19. Adin A. and Rebhun M. Deep-Bed Filtration: Accumulation- Detachment Model Parameter. *Chem. Engrg. Sci.*, 42:5:1213 (1987).
20. Moran C.D., Moran M.C., Cushing R.S. and Lawler D.F. Particle Behavior in Deep-Bed Filtration: Part 1 - Ripening and Breakthrough. *Jour AWWA*. Dec 1993.
21. Ginn T.M. Amirtharajah A and Karr P.R. Effects of Particle Detachment in Granular-Media Filtration. *Jour AWWA*. February, 1992.
22. Cleasby J.L. Approches to a Filtrability Index for Granular Filters. *Jour AWWA*. August, 1969.
23. Di Bernardo L. Influência da taxa de filtração em sistemas de filtração directa. *XVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria*, La Paz, Bolivia. Diciembre de 1980.
24. Di Bernardo L and Cleasby J.L. Declining-rate versus constant-rate filtration. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*. 106(EE6):1023-1041. December, 1980.
25. Task Group Report. Progress Toward a Filtrability Index Test. *Jour AWWA*, 51:1539. December, 1959.
26. Hudson H.E. Factors Affecting Filtration Rates. *Jour AWWA*. September, 1956.
27. Hudson H.E. Declining-Rate Filtration. *Jour AWWA*. November 1959.
28. Graham N.J.D., Brandao C.C.S and Luckham P.P. Evaluating the Removal of Color From Water Using Direct Filtration and Dual Coagulantes. *Jour AWWA*. May, 1992.

Capítulo II

El filtro de lecho poco profundo

El filtro de lecho poco profundo que se propone en el presente documento tiene su justificación en la necesidad de realizar pruebas de tratabilidad de filtración, con recursos limitados.

2.1 JUSTIFICACIÓN DEL FILTRO DE LECHO POCO PROFUNDO

La viabilidad del filtro de lecho poco profundo como herramienta de evaluación de la filtración se fundamenta en tres ideas principales:

- ☛ La filtración al igual que el intercambio iónico y la adsorción en lecho pertenece a la familia de los procesos de acumulación. Los tres presentan un avance frontal de la capa de trabajo y una curva de fuga en forma de "S"^{1,2}.
- ☛ La filtración de acción en profundidad se da en secuencia de mecanismos de transporte, adhesión y desprendimiento, mismos que no se alteran por cambios en la profundidad del lecho^{3,4,5,6}.
- ☛ El comportamiento de los primeros centímetros del lecho gobierna el comportamiento del resto del lecho^{7,8}.

2.1.1 LA FILTRACIÓN COMO PROCESO DE ACUMULACIÓN

Adin y Rebhun^{5,8}, en un estudio en el que aplican alumbre y un polímero catiónico para remover turbiedad, muestran que la filtración se da de capa a capa. Los autores analizan los valores que obtienen del coeficiente del filtro para diversas profundidades y tiempos. En la tabla 2.1 se muestran los valores del coeficiente de filtración en arena gruesa para el sulfato de aluminio y un polímero.

La capa de trabajo para un tiempo dado se caracteriza por el valor máximo del coeficiente de filtración. El coeficiente es bajo para las capas que han trabajado; el coeficiente para capas que aún no han realizado un trabajo importante también es bajo. En capas superiores a la de trabajo, el coeficiente del filtro (λ) es cercano a cero, no hay remoción debido a la saturación; y en capas inferiores tampoco la hay porque la concentración remanente de la capa de trabajo, que llega a las capas inferiores, es cercana a cero, no hay contaminante que remover.

TABLA 2.1. Valores del coeficiente del filtro para varias condiciones

	Coeficiente λ cm ⁻¹	Profundidad $L_{t+1} - L_t$ cm	Tiempo horas	Velocidad m/h	Floculante
λ_0 λ_{TMAX} λ_{TMIN}	0.028		0	10	Alumbre
	0.064	45-5	4,5		
	0.035	56-5	9		
	0.064	96-56	9		
λ_0 λ_{TMAX} λ_{TMIN} λ_{TMIN}	0.019		0	10	Polímero catiónico
	0.117	10-0	4		
	0.142	15-0	8		
	0.022	100-45	8		
	0.105	50-5	18		
0.019	100-50	18			
λ_0 λ_{TMAX}	0.028		0	20	Alumbre
	0.043	52-0	1		
	0.023	100-0	4,5		
λ_0 λ_{TMAX} λ_{TMIN}	0.016		0	20	Polímero catiónico
	0.067	20-5	1		
	0.091	30-5	5		
	0.091	45-5	18		
0.022	100-45	18			

TOMADA DE LA REFERENCIA 4

Esquemáticamente ésto se puede describir de manera similar a como se comporta el frente de trabajo en una columna de adsorción (figura 2.1).

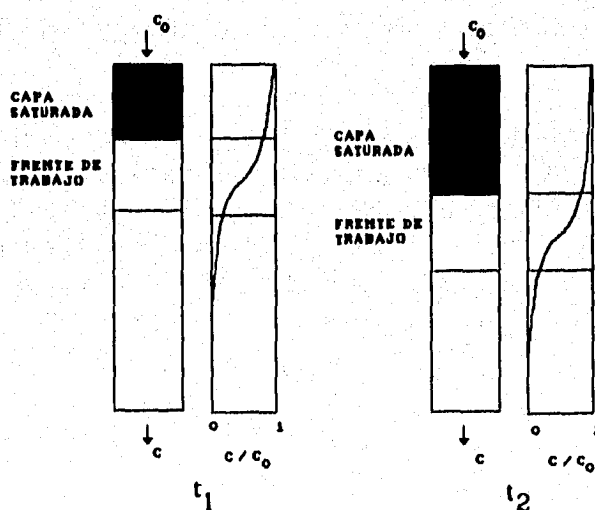


FIGURA 2.1. Avance del frente de trabajo en una columna de adsorción.

Las capas saturadas muestran remoción a una eficiencia constante y pobre. El proceso de remoción tiene lugar principalmente en el frente de trabajo y se caracteriza por un alto coeficiente de remoción y un marcado gradiente de concentración. Esta capa se satura gradualmente, perdiendo su capacidad de filtración y moviéndose aguas abajo.

En la tabla 2.1 se puede observar también que los valores de λ_{max} , que representan el frente de trabajo, son iguales o muy parecidos para cada condición, independientemente de la profundidad a la que se localiza el frente de trabajo.

El avance del frente de trabajo se puede determinar al graficar los puntos de inflexión de las curvas de pérdida de carga contra la profundidad⁹ y confirmándolos visualmente durante la corrida. El frente es definido por los puntos donde el gradiente empieza a desviarse significativamente del valor del lecho limpio, línea discontinua en la figura 2.2 .

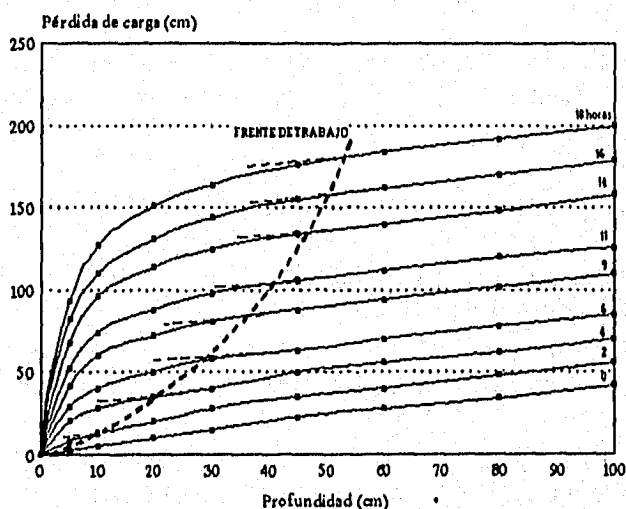


FIGURA 2.2 Avance del frente de trabajo. Adin & Rebhun, 1974.

El espesor del frente de trabajo varía para cada relación suspensión-lecho filtrante. Una suspensión de fácil penetración en el lecho tendrá un frente de trabajo disperso, difícil de definir, y estará asociada a un rápido alcance de la perforación del lecho.

2.1.2. SECUENCIA DE LOS MECANISMOS DE FILTRACIÓN

En el apartado 1.1, se ha discutido suficientemente el rol de los mecanismos de transporte, adhesión y desprendimiento. La filtración de acción en profundidad ha sido caracterizada como

un proceso dinámico compuesto por una etapa de maduración, un período estacionario de trabajo y una etapa de perforación o fuga¹⁰.

Varios investigadores han demostrado que la separación de los sólidos se traslada gradualmente desde las capas superiores del filtro hasta las inferiores a medida que el funcionamiento del filtro progresa^{8,11}. Así, una partícula que entra al lecho, es transportada a las cercanías de los granos del medio filtrante y se adhiere a éste; posteriormente, debido a la constricción de los conductos esta partícula o una fracción de ella es arrancada cuando las fuerzas de corte superan a las de adhesión, provocando el paso de esta nueva partícula a un estrato inferior; posteriormente esta partícula vuelve a crecer debido a la adhesión de nuevas partículas y se repite el ciclo anterior hasta que finalmente la partícula contaminante atraviesa el total del lecho y es arrastrada fuera de éste provocando la perforación del mismo. Bajo este enfoque los mecanismos de filtración no se alteran cuando cambia el espesor del lecho. Para un lecho más profundo el ciclo se repite más veces.

2.1.3. COMPORTAMIENTO DE LA FILTRACIÓN CON LA PROFUNDIDAD

Dado que el frente de trabajo "recorre" progresivamente el lecho filtrante, su comportamiento será el mismo para cualquier espesor de lecho, siempre y cuando sea suficientemente amplio para incluir al frente de trabajo.

Cleasby⁷ concluye en un trabajo realizado con filtros de laboratorio de 7.6 y 15 cm de espesor de lecho, que observaciones de la forma y duración de las curvas de C/Co vs tiempo y pérdida de carga vs tiempo pueden revelar mucha información acerca del funcionamiento del filtro, sin necesidad de ningún análisis matemático. Cleasby muestra que el carácter de las curvas correspondientes a los primeros estratos y al efluente es el mismo. Asimismo, destaca la importancia de la presencia y duración de las etapas de las corridas experimentales que realizó.

En la figura 2.3 se puede apreciar claramente la presencia de una etapa de maduración en todos los diferentes espesores de lecho evaluados bajo las mismas condiciones aún para el espesor de lecho de 7.6 cm. En el caso de la figura 2.4 no se presenta etapa inicial de mejoramiento en ningún espesor de lecho.

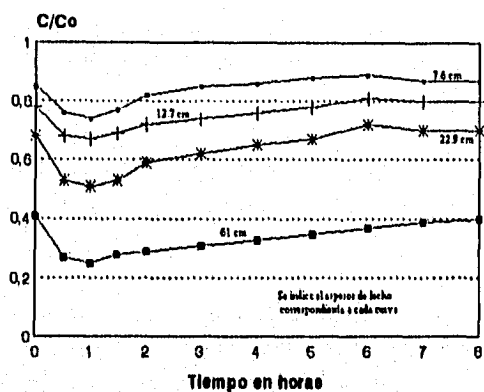


FIGURA 2.3 Montmorillonita de calcio sin adición de reactivos (de ref. 7)

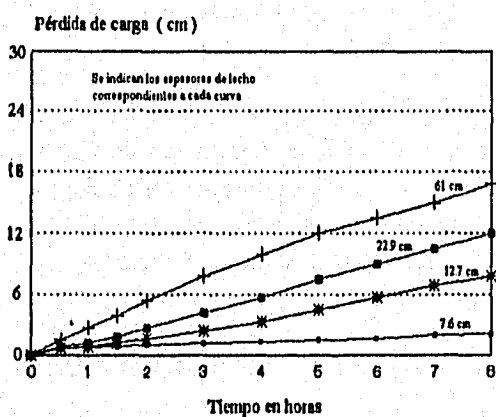


FIGURA 2.5 Montmorillonita de calcio sin adición de reactivos (de ref. 7)

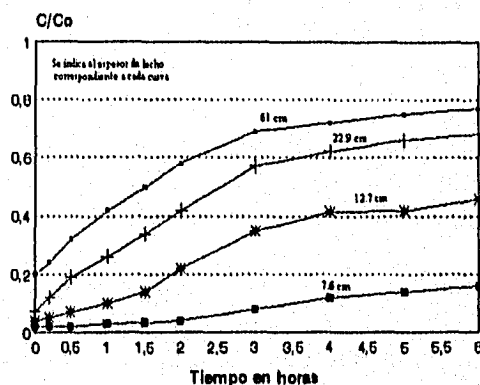


FIGURA 2.4 Montmorillonita de calcio después de agregar sulfato de aluminio (de ref. 7)

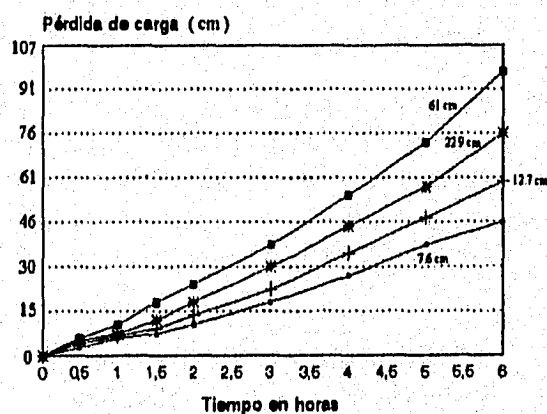


FIGURA 2.6 Montmorillonita de calcio después de agregar sulfato de aluminio (de ref. 7)

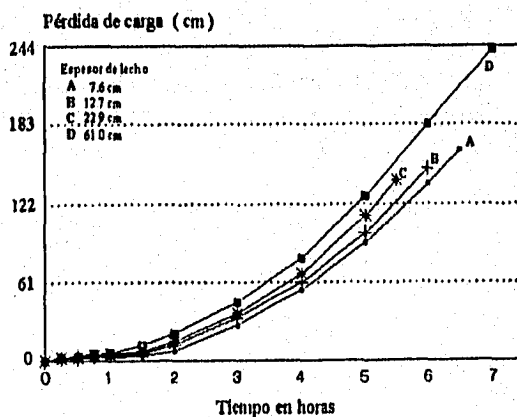


FIGURA 2.7 Agua de un lago natural. Adición de hidróxido de calcio y elevadas dosis de sulfato de aluminio (ref. 7)

En las figuras 2.5 y 2.6, referentes a la pérdida de carga de los mismos casos mostrados en las figuras 2.3 y 2.4 respectivamente, se ve como es el mismo carácter de la curva (la misma forma), para los diferentes espesores del lecho. En la figura 2.5 es claro el comportamiento lineal.

De manera análoga, en la figura 2.7 se observa un mismo carácter de la curva de pérdida de carga para todos los espesores de lecho. En este caso se presenta un comportamiento de tipo exponencial.

Cleasby afirma que el comportamiento de tipo exponencial se mantiene en todo el espesor del lecho y resulta de una alta remoción puntual del contaminante en los primeros centímetros. De la misma manera un comportamiento lineal, que es la manifestación de una penetración homogénea del contaminante, se mantiene en todo el espesor.

Cleasby señala que filtros de 7.6 y 15 cm pueden usarse para indicar la influencia de los factores que participan en el fenómeno de la filtración. El autor recomienda el uso de estos filtros para medios filtrantes simples (un material), señala que la profundidad debe ser suficientemente corta para que la degradación del efluente pueda observarse rápidamente.

Con base en las tres ideas anteriormente comentadas, en este trabajo se propone el uso de un filtro de lecho poco profundo en la evaluación de la tratabilidad del agua. Para poder definir las características de un dispositivo experimental de filtración que nos proporcione resultados de manera ágil, es necesario que cumpla algunos requisitos para que a la vez nos ofrezca confiabilidad en los resultados. Una síntesis de estas características se expone a continuación.

2.2 CONSIDERACIONES PARA EL DISEÑO DE UN FILTRO DE LECHO POCO PROFUNDO (escala de laboratorio)

2.2.1 DIÁMETRO

Resulta sumamente complicado predecir el grado con el que la pared del filtro perturba el proceso de filtración en los experimentos en medio granular. Las consideraciones hechas al respecto son en su mayoría empíricas.

Rose, citado por Lang¹², presenta resultados experimentales de la magnitud del efecto de pared como función del número de Reynolds y de la relación de diámetro de columna a diámetro de grano del lecho (D/d).

TABLA 2.2 Error en resistencia relativa causada por el efecto de pared.

Re	D/d=1	D/d=2	D/d=4	D/d=10	D/d=20	D/d=50	D/d=100
10	>1	0.75	0.45	0.19	0.10	0.04	0.02
50	>1	0.60	0.33	0.13	0.06	0.02	0.01
100	>1	0.53	0.26	0.09	0.04	0.01	0.005
200	0.90	0.41	0.16	0.06	0.03	0.01	0.004
300	0.80	0.32	0.08	0.03	0.01	0.005	0.002
400	0.60	0.25	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

TOMADA DE LA REFERENCIA 12

Rose observó que para valores de $D/d > 50$, la magnitud del error en la pérdida de carga debida al efecto de pared es menor a 0.05. Cabe aclarar que la tabla 2.2 fue construida con resultados obtenidos de un lecho con medio uniforme y al pasar agua limpia.

La porosidad juega un rol importante en la hidráulica de la filtración. El efecto de pared afecta la porosidad del lecho a una distancia de 3 a 4 veces el diámetro del grano a partir de la pared. A su vez, el fenómeno de transporte de la partícula es influenciado por una distancia de 4 a 5 veces el diámetro del grano. Asegurando un diámetro de filtro mayor ó igual a 50 veces el diámetro del grano, se reduciría el área de influencia de la pared a 25% del área total del lecho.

Los resultados de la tabla 2.2 elaborada por Rose muestran tendencias claras porque se obtuvieron a partir del paso de agua limpia por un lecho limpio. Lang¹ sugiere que la influencia del efecto de pared es menor cuando el agua que pasa por el lecho lleva partículas en suspensión. Lang concluye que en variaciones entre $26 \leq D/d \leq 6000$, no se observaron efectos medibles en el desarrollo de la pérdida de carga, ni en la turbiedad y concentración de partículas en el filtrado. A pesar de esta conclusión, recomienda el uso de filtros con valores de $D/d \geq 50$.

Es claro que se debe trabajar con el menor diámetro posible, respetando las consideraciones hechas aquí, puesto que la cantidad de agua requerida es función directa del cuadrado del diámetro del filtro. Esto se vuelve un aspecto muy importante cuando se trabaja con agua sintética, en especial si los reactivos requeridos para su preparación son caros o que por sus características de estabilidad obligan a prepararla justo pocas horas antes de utilizarse. Para que el lector tenga una idea más clara de esto, se hace la siguiente comparación:

Supongamos una tasa de filtración de $5\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ y una corrida de filtración de 12 horas. Utilicemos un filtro de 8.74 cm de diámetro como el mostrado más adelante (figura 2.8) y otro de 30 cm de diámetro, que no es raro encontrar. Para el primer filtro se requerirían 360 L (menos de 2 tambos de 200L); para el segundo caso serían necesarios 4240 L (casi un carro tanque).

2.2.2 ESPESOR DEL LECHO

El espesor de un filtro a escala laboratorio debe ser suficientemente corto para permitir alcanzar las condiciones de fuga rápidamente, pero tal que "atrape" el espesor del frente de trabajo para las condiciones de interés.

El desarrollo de la pérdida de carga en el filtro es influenciado de manera muy importante por el comportamiento de la capa superior del lecho¹³. En algunos casos se forma una torta de lodo en la superficie del medio filtrante, que provoca un desarrollo exponencial de la pérdida de carga respecto al tiempo, comportamiento que caracteriza al total del lecho. En otros casos el desarrollo de la pérdida de carga, a lo largo de la corrida de filtración, es cercanamente lineal, y mantiene este comportamiento en todo el lecho.

Cleasby y Baumann¹³ experimentando con varias suspensiones analizaron el desarrollo que tiene la pérdida de carga respecto al tiempo en la capa superior (primeros 2.54 cm) y en el resto de la profundidad del lecho (76 cm). Concluyen que la capa superficial es la responsable de los dos tipos de desarrollos de pérdida de carga que se dan. Los autores suponen que el desarrollo de la pérdida de carga en los filtros de arena es la suma de la pérdida de carga causada por la turbiedad removida en el lecho de arena (que tiende a ser lineal), más la pérdida que ocasiona la capa superficial (con forma exponencial), sin olvidar claro está, la pérdida debida al lecho limpio. Así, con el análisis de la capa superficial, podemos imaginar el comportamiento del resto de la profundidad del lecho.

En el estudio realizado por Rebhun *et al*⁵, los autores determinaron con base en las curvas de perforación tomadas a diferentes profundidades de lecho, que un espesor de lecho de 10 cm representa una capa de trabajo para una suspensión de ácido húmico coagulado con alumbre más polímero.

2.2.3 ESPESOR DE LA CAPA DE SOPORTE

Deberá ser lo más pequeña posible, suficiente para evitar que escape el medio filtrante.

2.2.4 MATERIAL

Se recomiendan filtros de plástico transparente para permitir la observación de las condiciones del lecho como formación de burbujas de aire, de pequeños conductos o grietas, avance del frente de trabajo, etc.; además, se facilita la determinación de la pérdida de carga y la carga disponible, del espesor del lecho y las variaciones que éste pudiera tener. En condiciones extremas será necesario tomar algunas precauciones, por ejemplo: cubrirlos para evitar el crecimiento de algas.

2.2.5 PUNTOS DE MONITOREO

Para filtros piloto se recomienda colocar puertos de muestreo, que bien pueden funcionar como partida de piezómetros, a espacios regulares, digamos 5 cm., aún cuando no todos se utilicen a un tiempo.

En el caso de los filtros de lecho poco profundo, en función de sus alcances, no resultaría práctico colocar varios puntos de monitoreo, es suficiente con ubicar un puerto para un piezómetro al final del lecho. Se ha visto que las pérdidas debidas a la capa de soporte en este tipo de dispositivos son despreciables¹⁴, por lo que el puerto se puede colocar después de la capa de soporte para evitar taponamiento del piezómetro o que éste tuviera alguna interferencia en el comportamiento del lecho.

Algunos autores recomiendan un flujo continuo en los puertos de monitoreo para evitar disturbios en el flujo dentro del lecho. En nuestro caso el efluente del filtro es el punto de monitoreo.

2.2.6 CARGA HIDRÁULICA DISPONIBLE

La altura necesaria sobre el lecho variará dependiendo de las pérdidas iniciales que ocasione el medio filtrante que se va a evaluar, así como del desarrollo de las pérdidas ocasionadas por la remoción del contaminante en el lecho. Un valor mínimo de 2 veces el espesor del lecho sería aconsejable.

2.2.7 ALTURA TOTAL

La necesaria para albergar a la capa de soporte, al medio filtrante y suficiente altura de agua sobre el lecho; es conveniente contar con un espacio adicional para permitir variaciones de la carga de agua y/o la profundidad del lecho en caso de requerirse. Se recomienda tener especial cuidado en proporcionar altura de agua suficiente para que ésta al entrar no dañe el acomodo del lecho filtrante.

2.2.8 ARREGLOS EXPERIMENTALES

El arreglo experimental se debe diseñar para ofrecer la máxima flexibilidad en el estudio. Se deben considerar los recursos disponibles y los objetivos del estudio.

En el caso de corridas experimentales en laboratorio es muy importante contar con el máximo conocimiento y control de las condiciones en que se desarrolla el experimento. Generalmente los espacios de trabajo son reducidos y los caudales de agua son pequeños, por lo que el arreglo experimental también debe ser compacto. Regularmente se cuenta con el equipo de análisis a la mano y se pueden realizar un gran número de determinaciones.

Para los experimentos realizados *in situ*, las condiciones son diferentes. El caudal no es un factor limitante, pero si lo son los análisis por realizar (tipo y cantidad). Se debe ser muy cuidadoso en la selección de los parámetros por monitorear y su frecuencia. Regularmente las campañas de trabajo experimental en campo tienen restricciones de tiempo muy severas. En este tipo de experimentos se vuelve indispensable obtener un máximo de información en pocas corridas experimentales.

Es deseable que el arreglo, ya sea de laboratorio o de campo, cuente con al menos 3 filtros que puedan operar en paralelo, con pretratamientos independientes para probar 3 diferentes coagulantes o floculantes, 3 diferentes medios o 3 tasas de filtración con la posibilidad de compararlos simultáneamente.

2.3 DESCRIPCIÓN DEL FILTRO EXPERIMENTAL DE LECHO POCO PROFUNDO

2.3.1 OBJETIVO DE LOS FILTROS DE LECHO POCO PROFUNDO

Los estudios a escala de laboratorio requieren el empleo de filtros pequeños (*shallow filter*), que permitan alcanzar la condición de fuga de manera rápida con dispositivos sencillos, logrando así ahorro de tiempo y recursos.

Se diseñaron filtros de lecho poco profundo (escala de laboratorio), con dos objetivos principales:

- ☛ Evaluar el efecto de los reactivos químicos, dosificación y condiciones de mezcla, junto con los parámetros de operación, con el fin de identificar las propiedades del medio que dan el mayor rendimiento en la remoción del color.
- ☛ Determinar la relación entre las características del medio filtrante (granulometría, espesor de lecho), características operacionales (tasa de filtración, pérdida de carga, duración de la carrera) y la calidad resultante en el efluente.

2.3.2 CARACTERÍSTICAS DEL FILTRO DE LABORATORIO PROTOTIPO

Para la construcción de los filtros de laboratorio empleados en este estudio, se utilizaron botellas de plástico transparente de 8.74 cm de diámetro y 53 cm de alto, con un piezómetro colocado al final de las mismas, de tal manera que permitiera medir las pérdidas de carga en el lecho del filtro. Las pérdidas en la capa de soporte de grava son muy pequeñas, del orden de 10^{-2} cm, por lo que se consideran despreciables. La figura 2.8 muestra las dimensiones del prototipo, así como el espesor del lecho de arena y del soporte de gravilla.

Las paredes transparentes permiten observar las condiciones en que trabaja el medio previendo problemas operativos. Además, se facilita la medición del espesor del lecho, la pérdida de carga y la carga hidráulica disponible, entre otros.

El diámetro de los filtros experimentales seleccionado (8.74 cm), permite despreciar el efecto de pared en las corridas experimentales de filtración que se realicen, siempre y cuando el tamaño del grano del material filtrante utilizado no rebase 1.75 mm.

2.3.3 DESCRIPCIÓN DEL LECHO FILTRANTE

El espesor mínimo del lecho recomendado en la literatura técnica varía entre 15 y 20 cm. Este límite está en función del avance del "frente de trabajo" a través del lecho de arena; un espesor menor a 15 cm tiene el riesgo de no permitir el desarrollo completo del frente de trabajo de algunas suspensiones y los resultados obtenidos se verían afectados. Los mecanismos de transporte y de fijación, como se ha visto, no se alteran por cambios en el espesor del lecho; con una tasa de operación constante, dichos mecanismos dependen solamente de las características físico-químicas de la suspensión y del material filtrante⁶.

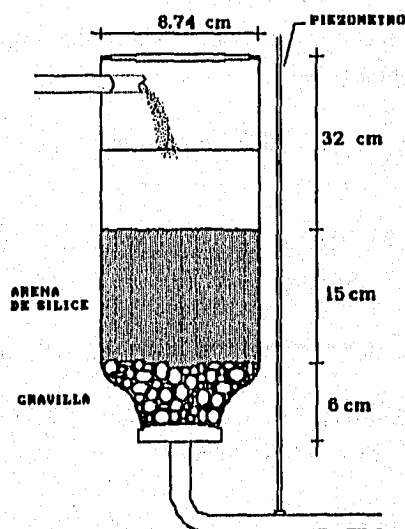


FIGURA 2.8 Filtro experimental de lecho poco profundo

En este caso se utilizó una profundidad de lecho de 15 cm, con un espacio de 32 cm sobre el mismo para permitir variaciones de la carga de agua o de la profundidad del lecho (figura 2.8).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Adin A. and Rebhun M. A Model to Predict Concentration and Head-Loss Profiles in Filtration. *Jour AWWA*. August, 1977.
2. Adin A., and Rajagopalan R. Breakthrough Curve Models for Colloid Deposition in Porous Media. *Fluid/Particle Separation Journal*. Vol. 2, No. 1. March, 1989.
3. Moran D.C., Moran M.C., Cushing R.S., and Lawler D.F. Particle behavior in Deep-Bed Filtration: Part 1 Ripening and Breakthrough. *Jour AWWA*. December, 1993.
4. Ginn T.M., Amirtharajah A., and Karr P.R. Effects of Particle Detachment in Granular Media Filtration. *Jour AWWA*. February, 1992.
5. Rebhun M., Fuhrer Z., and Adin A. Contact Flocculation-Filtration of Humic Substances. *Water Resource*. Vol 18, No. 8, pp 963-970. Great Britain, 1984.
6. Adin A., Baumann E.R., and Cleasby J.L. The Application of Filtration Theory to Pilot-Plant Design. *Jour AWWA*. January 1979.
7. Cleasby J.L. Approches to a Filterability Index for Granular Filters. *Jour AWWA*. August 1969.
8. Adin A., and Rebhun M. High-Rate Contact Flocculation-Filtration with Cationic Polyelectrolytes. *Jour AWWA*. February, 1974.
9. Hudson H.E. Physical Aspects of Filtration. *Jour AWWA*, 61:1:3. January, 1969.
10. American Water Works Association. Water Quality and Treatment. Chapter 8 "Filtration" by Cleasby J.L. *McGraw-Hill*, New York, 1990.
11. Weber W.J. Control de la calidad del agua. Procesos Fisicoquímicos. Capítulo 4 , Cleasby J.L. Ed. *Reverté*. Barcelona, España. 1979.
12. Lang J.S., Giron J. Hansen A.T., Trussell R.R. and Hodges W.E. Investigating Filter Performance as a Function of the Ratio of Filter Size to Media Size. *Jour AWWA*. October, 1993.
13. Cleasby J.L. and Baumann E.R. Selection of Sand Filtration Rates. *Jour AWWA*. May 1962.

14. Petkova Simeonova V., Flores Ordeñana L.M., Gómez Navarrete A. Remoción de color. Informe final. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua. Subcoordinación de Potabilización. México, 1994. Informe interno.

Capítulo III

Filtración experimental

En la mayoría de las ocasiones se diseñan sistemas de tratamiento sin un estudio completo previo de la calidad del agua de las fuentes y su variación. Son aún menos los estudios que evalúan las posibles opciones de tratamiento.

Varios son los investigadores^{1,2} que coinciden en la necesidad del uso de la experimentación para encontrar soluciones científicas y económicas a los problemas de la filtración. El trabajo mediante un filtro experimental es la forma más segura de seleccionar las características de la unidad de filtración y los parámetros de diseño para tratar una suspensión determinada. Bien podemos pensar en los filtros experimentales como el eslabón perdido entre la práctica y la teoría de filtración; sin embargo, el diseño y uso de filtros a escala, sin sustento teórico, puede conducir a conclusiones erróneas o costosas. Particularmente se debe poner atención en los factores que el diseñador y el operador pueden controlar: Tasa de filtración, tipo y tamaño de medio, espesor de lecho, tipo y dosis de reactivo. Para cada fuente particular se debe desarrollar un estudio piloto específico.

En el presente capítulo se muestra que los filtros pequeños de 15 cm de espesor de lecho como los descritos en el capítulo II, son una herramienta económica y ágil, que permite obtener información del comportamiento de la calidad y carácter del avance de la pérdida de carga durante el proceso de filtración.

Se analizan los resultados obtenidos al utilizar filtros de lecho poco profundo en la evaluación de la remoción de color de origen orgánico mediante filtración directa. Primeramente se evaluó la influencia del **pretratamiento**, se determinaron el tipo y dosis de reactivo químico y las condiciones de mezcla en pruebas por lotes, tomando a la prueba de jarras como referencia. Posteriormente se procedió a observar el **funcionamiento del lecho filtrante** a través de la influencia del tamaño de grano y la tasa de filtración sobre la eficiencia del proceso.

3.1 OBJETIVO DEL EXPERIMENTO

En la experimentación de laboratorio se persiguieron de manera sencilla y eficaz dos objetivos globales:

- ☛ Probar la aplicabilidad de los filtros de lecho poco profundo en la evaluación de reactivos químicos, dosificación y condiciones de mezcla, junto con los parámetros de operación, con el fin de identificar las propiedades del medio que dan el mayor rendimiento en la remoción del color.
- ☛ Probar la aplicabilidad de los filtros de lecho poco profundo en la determinación de la relación entre las características del medio filtrante (granulometría, espesor del lecho), características operacionales (tasa de filtración, pérdida de carga, duración de la carrera) y el color resultante en el efluente.

3.2 GARANTÍA DE CALIDAD EN LOS EXPERIMENTOS

Importantes medidas se deben tomar para garantizar que la calidad de los resultados analíticos obtenidos sea la mejor. A este respecto existe una tendencia generalizada hacia el cumplimiento de estándares internacionales de calidad.

3.2.1 EL LABORATORIO DE POTABILIZACIÓN DEL IMTA.

El laboratorio de Calidad del Agua del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, del que forma parte el laboratorio de Potabilización, fue acreditado en octubre de 1994, por el Sistema Nacional de Acreditamiento de Laboratorios de Prueba (SINALP), perteneciente a la Dirección General de Normas dependiente de la Secretaría de Comercio y Fomento Industrial.

Particularmente el laboratorio de Potabilización, en el que se desarrolló el trabajo experimental analizado en el presente documento, fue acreditado en dos pruebas: Prueba de jarras (ASTM D2035-80) y análisis granulométrico (IMTA CAPT6-1). El autor es signatario autorizado reconocido por el SINALP para ambas pruebas.

3.2.2 MATERIALES, EQUIPO Y MÉTODOS.

El sistema de aseguramiento de calidad establece los procedimientos relativos a la adquisición, almacenamiento y manejo de los reactivos, de tal manera que se garantiza su calidad: lote y marca, fecha de recepción, de caducidad, compatibilidad al almacenarse con otras sustancias, etiquetado de soluciones preparadas, etc.

Como fuente de sustancias húmicas se utilizó ácido húmico, Fulka No. 53680. Las características del agua preparada se comentan particularmente para cada corrida experimental.

Los coagulantes y floculantes empleados en el presente estudio están dentro del listado de la National Sanitation Foundation (NSF, USEPA³). Se utilizó sulfato de aluminio grado reactivo analítico, en polvo, $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$, adquirido a productos Químicos Monterrey, con tabla de análisis para el lote No. 002161. El policloruro de aluminio fue adquirido a Quimosíntesis S.A. Klorhigel Normal Lote 048.

El equipo empleado está sometido a un programa de mantenimiento y calibración; para cada una de las determinaciones se siguieron los procedimientos de verificación, o de verificación y calibración, que el propio equipo recomienda y a los que obligan los procedimientos analíticos correspondientes.

Las determinaciones de color, turbiedad, hierro y manganeso, se realizaron mediante métodos colorimétricos con un espectrofotómetro de campo, modelo DR 2000, Hach Company, siguiendo

procedimientos del propio equipo^a, y los procedimientos del Manual de Control de Calidad Analíticos del laboratorio de Potabilización⁴; en los casos en que se requirió, las muestras fueron procesadas en un equipo de digestión, Digesdahl modelo 23130-20, Hach Company. Adicionalmente, de manera aleatoria, se enviaron muestras de control al laboratorio de Análisis Físicoquímicos para realizar las determinaciones por medio de espectrofotometría de absorción atómica.

La dureza y alcalinidad fueron determinadas con un titulador digital, Titrator modelo 16900-01, Hach Company. Regularmente los resultados fueron verificados mediante determinaciones de acuerdo a métodos normalizados⁵.

El pH se determinó con un potenciómetro, modelo 43800-00, Hach Company, y la conductividad y sólidos disueltos totales con un conductímetro, conductivity/TDS Meter modelo 44600, Hach Company; siempre siguiendo los procedimientos de la técnica y del equipo.

Las pruebas granulométricas se realizaron en un agitador de tamices, Rotap Testing Sieve Shaker modelo B, Tyler Rotap, y las pruebas de jarras en un aparato para prueba de jarras, six Paddle stirrer modelo 7790-400, Phipps & Bird.

Para alimentación de flujos se emplearon bombas peristálticas con regulador de velocidad, variable speed drives, modelo 7553-20 MasterFlex, Cole-parmer Instruments Co.

Existe testimonio documentado de lo anterior en el área de Garantía de Calidad del Laboratorio de Calidad del Agua del IMTA: Bitácoras personales y de equipo, programas de mantenimiento y calibración, requisiciones de compra de reactivos, formatos de pruebas granulométricas y de jarras, validación de las técnicas, etc.

^a Autorizados por la Agencia Estadounidense de Protección al Ambiente (USEPA)

3.3 CLASIFICACIÓN DE LAS VARIABLES EXPERIMENTALES.

Antes de iniciar las pruebas experimentales de filtración se seleccionaron y acotaron algunas variables bajo el enfoque que a continuación se comenta.

3.3.1 ENFOQUE DE LAS VARIABLES PARA EL ESTUDIO

En el estudio se manejaron las siguientes variables controlables o independientes: tasa de filtración; tipo y granulometría del lecho y; tipo y dosis de reactivo, puesto que se considera que estos parámetros son los más flexibles de entre los que intervienen sobre el proceso de filtración. Lo anterior con el fin de que los resultados experimentales sean de fácil implementación en la práctica; además de ser, los que de manera más fuerte y directa influyen en las variables dependientes de interés, a saber: Pérdida de carga, eficiencia de remoción (calidad en el filtrado) y duración del ciclo de filtración.

El intervalo de variación de los parámetros seleccionados se determinó con base en la revisión bibliográfica, y con una serie de pruebas por lote, realizadas en el laboratorio, cuyos resultados se muestran en el apartado 3.4.

3.3.1.1 TASA DE FILTRACIÓN

El presente estudio abarcó un intervalo amplio de valores para las tasas de filtración comprendiendo a las típicas de filtración rápida y menores: 5, 3, 2 y 1 m³/m²/hora; y las pérdidas de carga asociadas a la operación en condiciones de lecho limpio y las debidas a la acumulación de la materia retenida en el lecho durante la filtración.

3.3.1.2 TIPO Y GRANULOMETRÍA DEL MATERIAL FILTRANTE

La arena de sílice es el material filtrante al que se recurre con mayor frecuencia en la práctica de potabilización. La granulometría seleccionada para los experimentos abarca un amplio espectro de uso común de este material (tabla 3.1).

La adecuación del material filtrante a las características de interés, esto es, coeficiente de uniformidad y tamaño efectivo, se realizó mediante el procedimiento gráfico analítico elaborado en el área de potabilización del IMTA⁶.

TABLA 3.1. Granulometría de la Arena

CARACTERÍSTICA		FILTRO 1	FILTRO 2	FILTRO 3
Tipo de material		Arena de sílice	Arena de sílice	Arena de sílice
Diámetro	Mínimo, mm	0.46	0.85	1.00
	Máximo, mm	1.00	1.70	2.00
	Equivalente, mm	0.61	0.95	1.40
Tamaño efectivo, mm		0.63	0.93	1.40
Coeficiente de uniformidad		1.30	1.45	1.36
Porosidad, %		41	39	42
Densidad Específico, kg/m ³		2445	2453	2365

3.3.1.3 REACTIVOS QUÍMICOS

El pretratamiento químico se aplicó al agua influente a los filtros, con uno de los siguientes objetivos:

- ☛ Disminuir la estabilidad electrostática de la suspensión para lograr la aglomeración de las partículas en suspensión, con lo que se promueve el mecanismo de sedimentación (eficiente para partículas mayores de 1 micra).
- ☛ Aumentar las fuerzas de adhesión entre las partículas y los granos del medio, limitando el desprendimiento que provocan las fuerzas cortantes hidrodinámicas.

Se probó el efecto de remoción de color de dos tipos de coagulantes básicos: sulfato de aluminio y policloruro de aluminio ó PAC, trabajando solos, y con ayuda de varios polímeros auxiliares a la floculación. El sulfato de aluminio es un reactivo de uso generalizado en la práctica del tratamiento del agua.

3.4 EVALUACIÓN DEL PRETRATAMIENTO QUÍMICO Y PRUEBAS PRELIMINARES

El apoyo de la prueba de jarras en la evaluación del pretratamiento se vuelve indispensable; asociada a esta prueba, la experimentación con filtros cortos (lecho filtrante de 15 cm) proporciona valiosa información.

Es conveniente primeramente determinar las condiciones de mezcla y el tipo y dosis de reactivo.

Con apoyo en la prueba de jarras se puede definir la dosis óptima de un reactivo para un agua dada. La dosis originalmente seleccionada se puede redefinir, para las condiciones de filtración de interés, mediante la realización de pruebas de filtración a escala de laboratorio y optimizar así la duración de la corrida sin sacrificar la calidad del filtrado. Una buena aproximación del pretratamiento requerido para la filtración, se obtiene al utilizar un medio sencillo de arena con filtros de poco espesor de lecho (15-20 cm)¹ mientras se mantiene el tamaño de grano y la tasa de filtración en la mitad alta del intervalo esperado, tanto de tamaño como de tasa, para el agua en estudio. La reducción en la profundidad del filtro es preferible sobre la excesiva alteración en el tamaño del grano o tasa de filtración. Los mecanismos de transporte y adhesión no se alteran al modificar la profundidad del lecho filtrante.

Si el objetivo es evaluar el reactivo por usar, es mejor mantener constantes los mecanismos de transporte dentro de los intervalos conocidos de efectividad (manteniendo las condiciones hidráulicas en el lecho); así, cualquier cambio en la calidad del filtrado, con diferentes pretratamientos químicos, se puede atribuir a desestabilización y fijación de las partículas más que a mecanismos de transporte.

Con filtros cortos el deterioro en la calidad del filtrado (perforación del filtro) se produce a menores pérdidas de carga y en menos tiempo; ésto permite alcanzar una curva completa de fuga rápidamente, lo que repercute significativamente en una reducción en los recursos requeridos para la realización del experimento.

A continuación se muestra la forma en que se procedió en lo que respecta a la evaluación del pretratamiento para la remoción del color de origen orgánico, mediante filtración directa, haciendo uso de los recursos experimentales antes citados.

3.4.1. AGUA SINTÉTICA

3.4.1.1 CARACTERÍSTICAS DEL AGUA SINTÉTICA

La preparación del agua sintética con color se realizó con ácido húmico, que proporciona el color de origen orgánico, y caolín, que origina la turbiedad, siguiendo el procedimiento que para ello se desarrolló en el área de potabilización del IMTA⁶, el cual se apoya en estudios realizados por Joël Mallevalle⁷. Las principales características del agua se resumen en la tabla 3.2

Tabla 3.2. Características del agua sintética con color

PARÁMETRO	CONCENTRACIÓN
Sólidos disueltos totales	140 mg/L
Conductividad	0.280 mS/cm
pH	7.0-8.0
Color	250-260 U Pt-Co
Turbiedad	55-60 UTN
Alcalinidad	87-93 mg/L

3.4.1.2 EVALUACIÓN DE LA ESTABILIDAD DEL AGUA SINTÉTICA

Para el control de los resultados experimentales se realizó una valoración del agua (tabla 3.3), preparada a diferentes concentraciones de ácido húmico.

TABLA 3.3 Solubilidad, turbiedad y color de ácido húmico en el agua.

Concentración del ácido húmico (mg/L)	2	5	10	20	50
Absorbancia obtenida (254 nm)	0.0519	0.1377	0.2909	0.6444	1.728
Color aparente (UPiCo)	46	106	209	410	1092
Turbiedad (UTF)	6	20	39	77	210

La tabla 3.3 muestra la dependencia de la concentración y la absorbancia así como los valores del color y la turbiedad correspondientes. La absorbancia siguió una relación directamente proporcional a la concentración del ácido húmico en la solución (ley de Lambert y Beer), lo que comprueba la perfecta solubilidad del reactivo en el intervalo de pH entre 7.0 y 7.5. La misma relación se observó para el color y la turbiedad del agua, por lo que éstos parámetros se utilizaron como indicadores de la remoción del ácido húmico.

Se observó que las concentraciones de color y turbiedad decrecen lentamente con el tiempo, de tal forma que en 240 minutos (4 horas) los valores de éstos parámetros se reducen en 10% respecto a la concentración inicial⁸.

3.4.2 PRUEBAS DE JARRAS

3.4.2.1 COAGULANTES Y POLÍMEROS PARA EL PRETRATAMIENTO DEL AGUA

Siguiendo el procedimiento para la realización de la prueba de jarras desarrollado por el área de

Potabilización del IMTA⁹, se evaluaron dos tipos de coagulantes básicos: sulfato de aluminio y policloruro de aluminio (PAC); y 18 polímeros trabajando solos como coagulantes o, en combinación con el coagulante primario, como ayuda a la floculación (apartado 3.2.2).

3.4.2.2 PROCEDIMIENTO

Como indicadores de la eficiencia del reactivo utilizado fueron monitoreados el color y la turbiedad. Con el fin de conocer los cambios durante el proceso de coagulación se monitorearon pH, temperatura, conductividad, alcalinidad y dureza.

Se determinó la dosis óptima del coagulante y el floculante en condiciones de pH óptimo.

La dosis de coagulante primario se probó en el intervalo de 0 a 50 mg/L de $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$, asegurando una remoción de color superior al 90%.

Se evaluó la capacidad de cada polímero para actuar como coagulante solo. Se probaron dosis de 0 a 50 mg/L.

Se evaluó el efecto del polímero como ayuda a la floculación aplicando dosis de 0 a 1 mg/L, manteniendo el sulfato de aluminio en 15 mg/L.

Se evaluó el efecto al reducir la dosis del coagulante primario para concentraciones de: 1.5, 3.0, 4.5, 6.0, 7.5 y 9.0 mg/L, en combinación con la dosis mínima del polielectrolito encontrada en el paso anterior.

Los mejores resultados de estas pruebas fueron seleccionados para aplicarlos en el tratamiento por filtración directa.

3.4.2.3 RESULTADOS OBTENIDOS DE LAS PRUEBAS DE JARRAS

Los resultados obtenidos de estas pruebas se resumen en la tabla 3.4.

TABLA 3.4 Resumen de Resultados de Pruebas de Jarras con Polímeros

TIPO DE POLÍMERO	NOMBRE COMERCIAL	REMOCIÓN DE COLOR	
		como COAGULANTE	como AYUDA COAGULANTE
ANIÓNICOS	CLARIFLOC E-147	No favorable	No favorable
	NALCO 2	Con dosis de 50, 25 y 15 mg/L se obtuvieron remociones de 95,91 y 88 % respectivamente, a pH de 6.1	62 % con 15 mg/L de alumbre y 0.2 mg/L de polímero a pH 6.5
	NALCO 8172	No favorable	72 % con 15 mg/L de alumbre y 0.2 mg/L de polímero a pH 6.5
	PRAESTROL 2273	No favorable	Con 15 mg/L de sulfato de aluminio se obtuvieron 96, 95 y 93 % de remoción en color para dosis de 0.5, 0.4 y 0.3 mg/L.
NO-IÓNICOS	CLARIFLOC E-145	Menor al 50% utilizando 5 mg/L a pH 6.5	84% a pH 7.5 con 15 mg/L de sulfato de aluminio y 1.5 mg/L del polímero.
	PRAESTROL 2500TR	No favorable: 40% con 5 mg/L a pH 6.1	69% con 10 mg/L de alumbre y 0.5 mg/L del polímero.
CATIÓNICOS	CLARIFLOC E-157	No ofrece remoción satisfactoria (menor al 20%).	92% con dosis de 9 mg/L de coagulante primario y 0.15 de polímero.
	CLARIFLOC E-158	No ofrece remoción satisfactoria (menor al 17 %).	Se pudo reducir dosis de coagulante primario a 6 mg/L con remociones de 87, 86 y 83 % para pH de 6.1, 6.4 y 6.7 respectivamente.
	POLICLORURO DE ALUMINIO	Se obtuvieron remociones del 96, 94 y 93% para pH de 6.4, 6.7 y 7.0 respectivamente, con dosis de 6 mg/L.	89 % con 10 mg/L de alumbre y 0.6 mg/L de PAC a pH 6.4
	PRAESTROL 321TR	Poco satisfactoria. 77% se alcanza con 1 mg/L de polímero pero a pH 10.2, condiciones muy poco prácticas.	Con 1 mg/L y 15 mg/L de alumbre se alcanza 74.51 % a pH 6.4.
	PRAESTROL K2005	No ofrece remoción de color satisfactoria. Requiere 5 mg/L de polímero para remover 86% pero a pH 10.	Con dosis de coagulante primario de 10 y 3 mg/L combinando con 0.25 mg/L se logran 93 y 75% en remoción de color a pH de 6.4 y 6.1 respectivamente.
	PRAESTROL 186K	No ofrece remoción de color satisfactoria	Se puede reducir la dosis de coagulante primario a 10 mg/L y 0.15 mg/L de polímero, conservando buenas eficiencias de remoción de color (93 %).
	PRAESTROL 188K	No ofrece remoción de color satisfactoria. Con 5 mg/L no supera el 30 % a pH 7.7	Se logra reducir la dosis del coagulante primario a 10 mg/L conservando buenas eficiencias de remoción de color (89%) con 1 mg/L de polímero. Con 4.5 mg/L de alumbre y 0.15 mg/L de polímero se supera el 81%.
	PRAESTROL 189K	Menor al 20 %	Con 10 mg/L de alumbre y 0.15 mg/L de polímero se obtienen remociones del 90% a pH 6.4; Bajo las mismas condiciones, pero con 4.5 mg/L de alumbre, se logra 77% de remoción de color.
	NALCO 8108	Menor al 18%	La mejor combinación se logra con 7.5 mg/L de alumbre y 0.08 mg/L de polímero a pH de 6.1, 6.4 y 6.7 con remociones de color de 84, 85 y 83 % respectivamente.
	NALCO 8103	Menor al 12 %	Con 0.3 mg/L de polímero y 4.5 mg/L de alumbre se alcanza 71 % de remoción a pH 6.1
NALCO 8100	No hay remoción de color (menor al 9%).	Se puede reducir la dosis de coagulante primario a 9 mg/L con 0.4 mg/L de Nalco 8100 sin ajuste de pH y alcanzar remoción de color de 88%	
ROX	Satisfactoria a altas dosis: Con 100 mg/L y pH de 6.7 se logra 91% de remoción.	Buen remoción de color con 10 mg/L de coagulante primario.	

Especial atención se puso en las pruebas de jarras para el sulfato de aluminio y policloruro de aluminio. Las condiciones en que se realizaron las pruebas se indican en la tabla 3.5, los resultados de estas pruebas se muestran en las figuras siguientes:

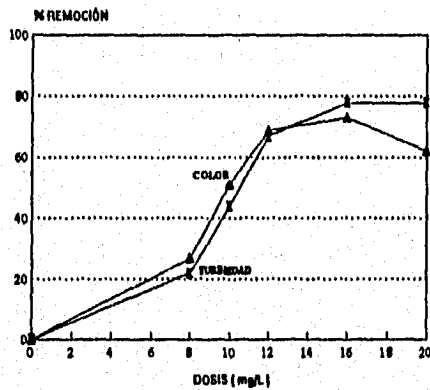


FIGURA 3.2 Dosis óptima de sulfato de aluminio. pH natural 7.02

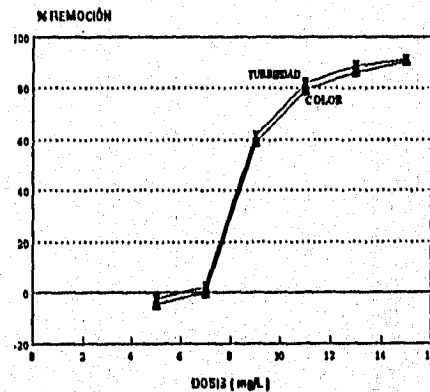


FIGURA 3.1 Dosis óptima de PAC. pH natural 7.08

TABLA 3.5 Condiciones de mezcla

REACTIVO	CONDICIONES DE MEZCLA		pH	DOSIS PROBADA
	RÁPIDA	LENTA		
SULFATO DE ALUMINIO	100 rpm - 1 minuto	25 rpm - 25 minutos	7.02	0-20 mg/L
POLICLORURO DE ALUMINIO	200 rpm - 15 segundos	20 rpm - 20 minutos	7.08	5-15 mg/L

Los resultados obtenidos (tabla 3.4), muestran que el proceso de coagulación-floculación procede más favorablemente aplicando PAC como coagulante solo (12 mg/L); comparables eficiencias se pueden lograr con el sulfato de aluminio, combinado con polímeros catiónicos (15 mg/L).

3.4.3. PRUEBAS DE JARRAS CON FILTRACIÓN.

Para probar la efectividad de los filtros de lecho poco profundo en la precisión de la dosis de los reactivos y las tasas de filtración asociadas, respecto a las dosis determinadas mediante pruebas de jarras, se efectuaron pruebas de jarras con filtración en filtros cortos, aplicando sulfato de aluminio y policloruro de aluminio (PAC) como coagulantes básicos^b.

3.4.3.1. PROCEDIMIENTO

Para llevar a cabo esta prueba se utilizó el mismo aparato de la prueba de jarras, y se procedió de la igual manera que en una prueba de jarras normal: mezcla rápida o mezcla rápida y lenta según el caso, pero sin etapa de sedimentación puesto que se evaluó filtración directa.

Posteriormente, el sobrenadante de la prueba de jarras se pasa por un filtro corto (como los descritos en el Capítulo II) con la ayuda de un pequeño sifón, tratando de no ocasionar turbulencia en la jarra. La muestra se toma en el momento en que se consume el agua sobre el lecho del filtro, en este caso se pasaron 2 litros de agua por el lecho. Previamente con agua limpia se fijó la tasa de filtración deseada.

La prueba se realizó para cada granulometría indicada en la tabla 3.1 del presente capítulo. Se varió la dosis del reactivo en un intervalo cercano al obtenido en las pruebas de jarras convencionales. En la figura 3.3 se muestra un esquema del arreglo experimental.

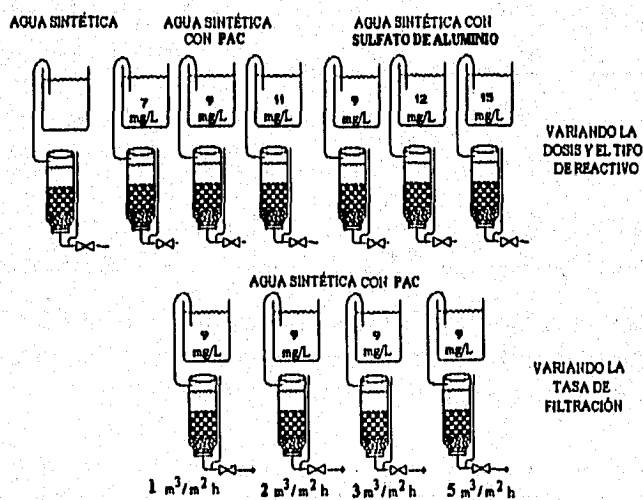


FIGURA 3.3 Pruebas por lotes con filtros cortos.

^b La combinación coagulante-ayuda coagulante no fue evaluada, aunque según las pruebas de jarras parece una buena alternativa de pretratamiento.

3.4.3.2 APLICACIÓN DE SULFATO DE ALUMINIO.

Condiciones de mezcla.

Las condiciones de mezcla influyen de manera muy importante en las características del floculo y en la respuesta que éste tendrá ante la filtración¹⁰.

Para definir las características de la mezcla rápida se hicieron pruebas a 100 rpm durante 60 segundos y a 200 rpm durante 15 segundos, para después pasar el sobrenadante de cada prueba por un filtro de lecho poco profundo (filtro 3, de granulometría gruesa). Asimismo, se evaluó una prueba en la que se adicionó una etapa de floculación: 200 rpm durante 15 segundos y 25 rpm durante 25 minutos, y filtración por lotes por la granulometría 3. Los resultados se muestran en la tabla 3.6.

TABLA 3.6. Influencia de las condiciones de mezcla sobre la remoción de color por filtración directa.

Prueba Número	DOSIS DE ALUMBRE (mg/L)	CALIDAD DEL FILTRADO		CONDICIONES DE MEZCLA
		COLOR (U Pt-Co)	TURBIEDAD (UTN)	
1	3	233	45	Mezcla rápida: 200 rpm y 15 segundos. Filtración por granulometría 3.
2	6	232	43	
3	9	179	33	
4	Agua cruda	215	39	Sintética con 10 mg/L de ácido húmico.
5	9	231	43	Mezcla rápida: 100 rpm y 60 segundos. Filtración en granulometría 3.
6	12	203	36	
7	Agua cruda	223	40	Sintética con 10 mg/L de ácido húmico.
8	9	243	44	Mezcla rápida: 200 rpm y 15 segundos. Floculación: 25 rpm y 25 minutos. Filtración por granulometría 3.
9	12	43	7	

Comparando los resultados mostrados en las pruebas 6 y 9 de la tabla 3.6, se observa una significativa diferencia en la turbiedad y el color remanentes al variar las condiciones de mezcla, especialmente son influenciados por la mezcla lenta.

Con base en estos resultados se definieron las siguientes condiciones de mezcla para el experimento: mezcla rápida de 200 rpm durante 15 segundos; mezcla lenta de 20 rpm durante 20 minutos; después de lo cual se pasó el sobrenadante de las jarras por los filtros cortos.

El tiempo para la mezcla lenta se redujo, puesto que trabajando posteriormente con dosis de 11 y 15 mg/L de alumbre se observó que los primeros floculos visibles se forman después de 3 minutos de iniciada la mezcla lenta; después de 5 minutos los floculos están bien definidos

especial a la dosis de 15 mg/L y a partir de los 8 minutos no se observan cambios significativos en la solución evaluada.

Determinación de la dosis de sulfato de aluminio.

Mediante la prueba de jarras con filtración se evaluaron dosis de sulfato de aluminio en el intervalo de 9 a 15 mg/L (100% puro, seco). Los resultados para tasas de filtración entre 1.5 y 2 m³/m²/hora se muestran en la figura 3.4.

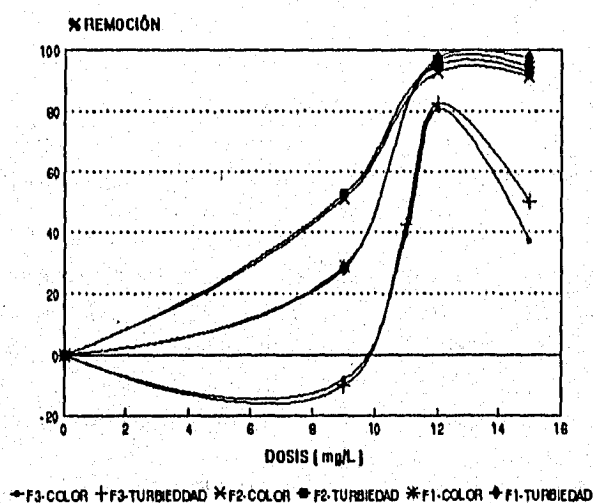


FIGURA 3.4. Efecto de las dosis de sulfato de aluminio sobre el color y la turbiedad. Tasa entre 1.5 y 2 m³/m²/hora.

Como se observa claramente en la figura 3.4, la dosis óptima de sulfato de aluminio determinada con apoyo en filtros cortos, fue de 12 mg/L, coincidiendo para las tres granulometrías estudiadas. Nótese que para este caso, la dosis óptima es independiente de la granulometría del lecho filtrante.

Tasa de filtración.

En las siguientes pruebas de jarras con filtración, con dosis de 12 mg/L de sulfato de aluminio, se varió la tasa de filtración en cada filtro corto. Los resultados se indican en la figura 3.5 .

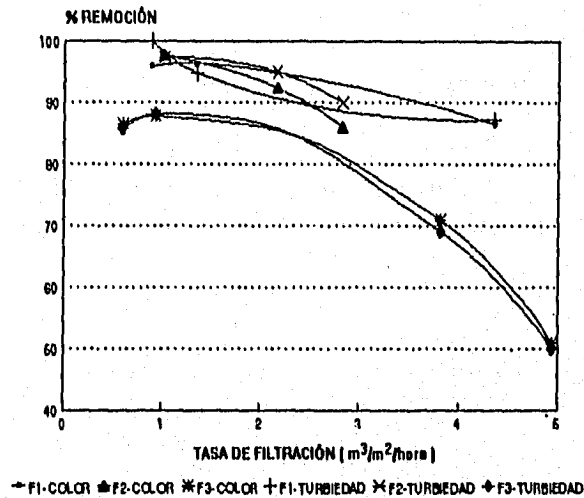


FIGURA 3.5 Efecto de la tasa de filtración sobre el color y la turbiedad, 12 mg/L de sulfato de aluminio.

La calidad del efluente fue afectada principalmente por el aumento en la tasa de filtración en el filtro con la granulometría más gruesa (figura 3.5). Se observa que a tasas mayores de 2.5 m³/m²/hora el deterioro del filtrado sigue progresivamente, y el color y la turbiedad remanentes tienen un comportamiento no lineal respecto a la tasa de filtración. Los valores máximos de remoción se observan en el intervalo de 1 a 2.5 m³/m²/hora para las tres granulometrías.

3.4.3.3 APLICACIÓN DE POLICLORURO DE ALUMINIO (PAC).

Condiciones de mezcla

La prueba se realizó bajo las siguientes condiciones de mezcla ya definidas (tabla 3.5): Mezcla rápida de 15 segundos a 200 rpm; la mezcla lenta fue de 20 rpm por 20 minutos.

Determinación de la dosis de PAC

Para tener la misma base de comparación entre los resultados del pretratamiento con PAC y con sulfato de aluminio, en la determinación de la dosis óptima del PAC se seleccionó el mismo intervalo para la tasa de filtración, esto es, entre 1 y 2.5 m³/m²/hora. Las características del agua cruda son las mismas señaladas para el sulfato de aluminio en la tabla 3.2 .

En la figura 3.6 claramente se identifica que la dosis óptima de PAC es de 9 mg/L (100% puro).

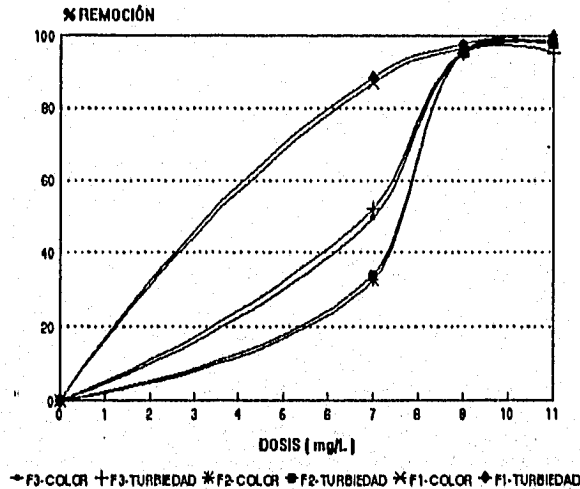


FIGURA 3.6 Efecto de la dosis de PAC sobre la remoción de color y turbiedad. Tasa de filtración entre 1.2 y 1.6 m³/m²/hora.

La figura 3.6 muestra que en las tres granulometrías evaluadas, para tasas entre 1.2 y 1.6 m³/m²/hora se logra obtener más de 95% de remoción del color y turbiedad, para dosis de PAC entre 9 y 11 mg/L. En este caso es aún más evidente la independencia de la dosis óptima respecto de la granulometría del lecho, que en el caso del sulfato de aluminio.

Tasa de filtración.

Al aumentar la tasa de filtración (figura 3.7) se observa que para las granulometrías de los filtros 1 y 2, la remoción de color y turbiedad sigue un comportamiento casi lineal y descendente; mientras que el filtro 3 a tasas entre 1 y 2 m³/m²/hora muestra un fuerte descenso en la eficiencia de remoción del contaminante; para tasas mayores a 2 m³/m²/hora la eficiencia de remoción continua descendiendo pero a una tasa menor. En las tasas evaluadas el filtro 3 es el que muestra la peor calidad en el filtrado.

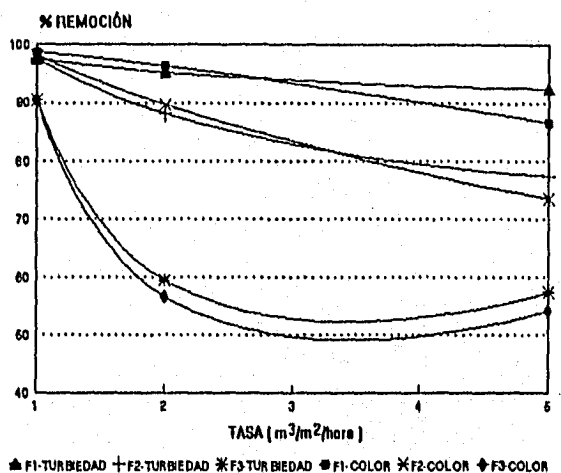


FIGURA 3.7 Efecto de la tasa de filtración sobre la remoción de color y turbiedad. 9mg/L de PAC. 200 rpm por 15 s.

3.4.3.4 ANÁLISIS DE RESULTADOS

✓ *Relación: Tipo y dosis de reactivo - granulometría - calidad en el efluente.*

Las pruebas de jarras con filtración en filtros cortos permitieron determinar la dosis óptima de sulfato de aluminio y de PAC: 12 mg/L y 9 mg/L respectivamente para las tres granulometrías probadas. Las eficiencias de remoción alcanzadas con PAC fueron más elevadas.

Al trabajar dentro del intervalo correspondiente a la dosis óptima del PAC (9-11 mg/L), los efluentes de la prueba de jarras con filtración manifestaron la misma remoción de color y turbiedad independientemente de la granulometría del material filtrante utilizado (figura 3.6). Con sulfato de aluminio se observa un comportamiento similar (figura 3.4). Ambas observaciones resultan particularmente interesante con vistas a establecer una estandarización de la prueba.

El intervalo óptimo de la dosis del reactivo para coagulación, en las pruebas de jarras con filtración en lechos cortos, está cercano a la dosis obtenida en las pruebas convencionales de jarras, con un leve desplazamiento hacia el límite inferior (figuras 3.8 y 3.9). Resultados similares fueron observados por Graham *et al*¹¹, al evaluar la remoción del color en aguas superficiales, sólo que Graham compara los resultados de la prueba de jarras contra los obtenidos en una corrida piloto de filtración. Adin & Rebhun¹² y Habibian & O'Melia citado por Adin *et al*¹ también manifiestan la similitud entre los resultados de las pruebas de jarras y las de filtración.

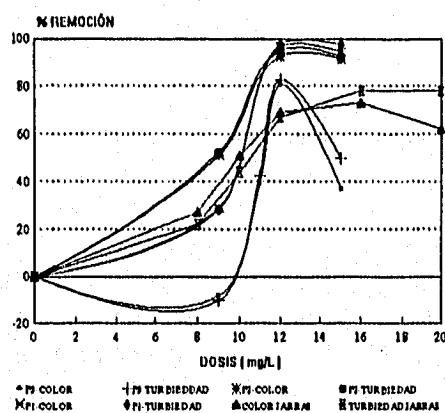


FIGURA 3.8 Dosis óptima para sulfato de aluminio obtenida mediante prueba de jarras y jarras con filtración

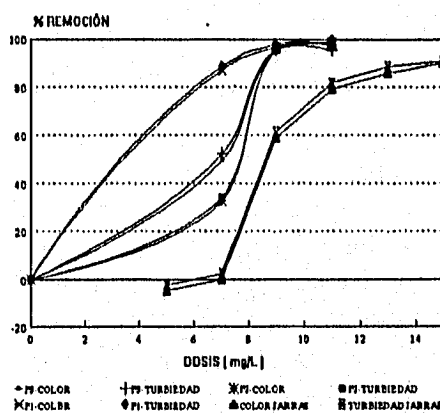


FIGURA 3.9 Dosis óptima para PAC obtenida mediante prueba de jarras y jarras con filtración

Las observaciones anteriores hacen pensar que la floculación en las pruebas de jarras involucra mecanismos similares a los que tienen lugar en la floculación en el propio medio filtrante (floculación por contacto), aunque generalmente se requieren menores dosis de alumbre y polímeros para llevar a cabo la floculación por contacto que para hacerlo en la floculación en volumen (prueba de jarras). Yao *et al*¹³ señalan que la desestabilización y el transporte en la filtración por contacto, son análogos a la desestabilización en coagulación y al transporte en la floculación. Adin & Rebhun¹² señalan que el intervalo de la dosis que proporciona buena remoción en la filtración por contacto es relativamente amplio e incluye el intervalo correspondiente a la floculación en volumen (tradicional). Los autores destacan que la calidad del filtrado es sustancialmente mejor en la filtración por contacto, lo cual concuerda con los resultados mostrados por las pruebas por lotes de jarras con filtración en lechos cortos.

✓ *Relación: Tasa de filtración - granulometría - calidad en el efluente*

Los filtros cortos mostraron sensibilidad al aumento de la tasa de filtración (reducción del tiempo de contacto), la cual afecta progresivamente la calidad del filtrado; este efecto fue más significativo a granulometrías más gruesas (filtro número 3). La remoción, en este caso (filtro 3), tuvo carácter no lineal; en el caso del sulfato de aluminio fue cóncava y en el caso de PAC fue convexa (figuras 3.5 y 3.7). El aumento en la tasa de filtración tiene un mayor efecto sobre

el efluente de los filtros pretratados con PAC que al emplear sulfato de aluminio, no obstante la granulometría usada. El intervalo óptimo de la tasa de filtración, para las condiciones de pretratamiento ensayadas, se ubica entre 1 y 2.5 m³/m²/hora (tasa de filtración baja). Los resultados indican que un mayor tiempo de contacto, que corresponde a tasas de aplicación bajas, asegura mejor remoción de las sustancias húmicas.

✓ *Efecto de la tasa de filtración, granulometría y el tipo de reactivo sobre la calidad del filtrado.*

En las pruebas realizadas en los filtros cortos se observa un comportamiento del color y la turbiedad (indicadores de la calidad) muy similar, lo que indica que las dosis y las tasas exploradas en varias granulometrías, tienen el mismo efecto en la remoción tanto del color orgánico asociado con el ácido húmico, como de la turbiedad ocasionada por el caolín.

Lo importante por destacar de las pruebas por lotes recién comentadas, radica en la posibilidad de observar los comportamientos descritos, en lechos de muy escaso espesor, de manera muy rápida y sencilla. Los filtros cortos mostraron ofrecer suficiente sensibilidad para poder evaluar las variantes de tipo y dosis de reactivo, y condiciones de mezcla. Esto es particularmente importante cuando se desconoce el comportamiento de las variables involucradas, por lo que es necesario probar varias condiciones en poco tiempo para detectar aquellas que influyen de manera más importante en el fenómeno

3.5 EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DEL FILTRO

Una vez establecidas las características del pretratamiento, es deseable comparar variables físicas en paralelo, como tamaño de grano y tasa de filtración, utilizando el agua proveniente de un mismo sistema de pretratamiento.

Para observar la respuesta de los filtros de lecho poco profundo en la experimentación en continuo se utilizó el arreglo que se comenta en seguida.

3.5.1 ARREGLO EXPERIMENTAL

Se instaló un modelo compuesto de tres filtros experimentales de lecho poco profundo trabajando en paralelo, para evaluar la eficiencia de remoción del color al emplear filtración directa en arena silícica con diferentes granulometrías (figura 3.10). Consta de un suministro de agua preparada con sustancias húmicas y etapas de mezcla rápida y lenta comunes.

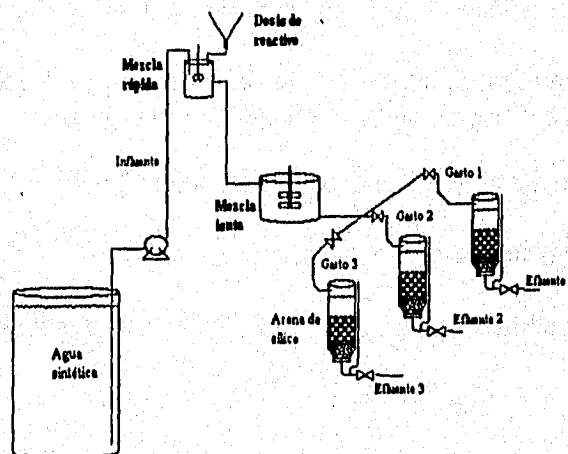


Figura 3.10 Modelo experimental de filtros a nivel laboratorio.

3.5.2 PÉRDIDAS HIDRÁULICAS INICIALES

En la experimentación con filtros es importante medir las pérdidas hidráulicas que se originan por el paso del agua a través del medio filtrante limpio (pérdidas iniciales), para así contar con herramientas que permitan diferenciar entre las pérdidas que son debidas al paso del agua por el lecho, y a aquellas asociadas al material retenido en el medio filtrante.

3.5.2.1 PROCEDIMIENTO Y MEDICIONES

Para determinar las pérdidas de carga iniciales, se hizo pasar agua destilada por 3 filtros cortos limpios, cada uno con granulometría diferente; en el apartado 2.3 se hace una descripción detallada de los filtros y en el 3.3.1.2 se comentan las características del material filtrante.

La diferencia entre el nivel de agua sobre el lecho y el nivel en el piezómetro indica las pérdidas de carga asociadas al medio filtrante y a la capa de soporte. Las pérdidas asociadas a la capa de soporte y estructuras de salida de los filtros son muy pequeñas, del orden de 10^{-2} cm, por lo que se consideró que las pérdidas de carga observadas son debidas únicamente al lecho filtrante¹⁴.

Las tasas de filtración exploradas están comprendidas en el intervalo de 1 a 5 m³/m²/hora.

Los resultados de estas pruebas se utilizaron para alimentar algunos de los modelos matemáticos que simulan las pérdidas de carga bajo condiciones de lecho limpio.

3.5.2.2. CALIBRACIÓN DE LOS MODELOS DE PÉRDIDAS DE CARGA INICIALES

Las ecuaciones utilizadas fueron las siguientes:

- Ecuación de Kozeny modificada por Fair y Hatch^{15,16} para lechos homogéneos no estratificados:

$$h_0 = k \frac{Lv}{g} V \frac{(1-\epsilon_0)^2}{\epsilon_0^3} \left[\frac{6}{C_e D_c} \right]^2 \quad (\text{Ec 3.1})$$

donde:

- h_0 = Pérdida de carga por lecho limpio (m).
- L = Profundidad del lecho (m).
- ν = Viscosidad cinemática (m²/s).
- g = Aceleración de la gravedad (m/s²).
- V = Tasa de filtración (m³/m²/s)
- ϵ_0 = Porosidad (adimensional).
- D_c = Diámetro del grano (m).
- C_e = Coeficiente de esfericidad (adimensional)
- k = Coeficiente experimental, regularmente igual a 5 (adimensional).

El coeficiente de esfericidad $C_e=0.75$ fue seleccionado entre varios coeficientes empíricos de arena, indicados en la tabla 3.7. Para granos esféricos $C_e= 1.0$.

TABLA 3.7. Coeficiente de Esfericidad de la Arena

MATERIAL	COEFICIENTE DE ESFERICIDAD
ARENA CUÁRCICA (aristas afiladas)	0.66
ARENA CUÁRCICA (plana y afilada)	0.43
ARENA DE OTTAWA (casi esférica)	0.95
ARENA REDONDEADA	0.82
ARENA ANGULAR	0.73
ARENA (promedio de varios tipos)	0.75

TOMADA DE LA REFERENCIA 15

- Di Bernardo propuso la siguiente ecuación para un medio no uniforme:

$$h_0 = 150 \frac{Lv}{g} \frac{(1-\epsilon_0)^2}{\epsilon_0^3} \frac{V}{C_e^2} \sum_{i=1}^n \frac{X_i}{D_i^2} \quad (\text{Ec 3.2})$$

donde D_i es el diámetro de la fracción (en peso) X_i

- El modelo propuesto por Rose⁵ es el siguiente:

$$h_0 = 1.067 C_D \frac{L}{D_c} \frac{1}{\epsilon_0^4} \frac{V^2}{g} \quad (\text{Ec 3.3})$$

Donde el coeficiente de arrastre C_D se determina por la fórmula:

$$C_D = \frac{24}{N_R} + \frac{3}{\sqrt{N_R}} + 0.34 \quad (\text{Ec 3.4})$$

El número de Reynolds obedece la relación:

$$N_R = \frac{C_e D_c V}{\nu} \quad (\text{Ec 3.5})$$

La literatura señala un mayor número de ecuaciones de este tipo, algunas de ellas son comentadas por Di Bernardo¹⁷ y Metcalf & Eddy¹⁸.

3.5.2.3. RESULTADOS Y ANÁLISIS DE RESULTADOS.

Los resultados de los cálculos de pérdida de carga inicial, aplicando las ecuaciones expuestas y las pérdidas medidas en los filtros experimentales, se resumen en la tabla 3.8

TABLA 3.8 Pérdidas de Carga Real y Teóricas

FILTRO (intervalo de tamaño de granos mm)	GASTOx10 ³ (L/seg)	TASA m ³ /m ² /hora	CARGA DISPON- BLE (cm)	PÉRDIDA DE CARGA (cm)				
				MEDIDA	FAIR & HATCH ESFÉRICA	FAIR & HATCH NO ESFÉRICA	FAIR & HATCH CORREGIDA	DI BER- NARDO
Nº 1	1.67	1.0	7.5	3.4	1.4	2.5	3.3	1.1
	3.46	2.08	11.0	6.3	2.9	5.2	6.9	2.4
	4.11	2.47	6.3	8.4	3.5	6.2	8.2	2.8
	8.36	5.02	10.8	17.6	7.1	12.5	16.8	5.7
Nº 2	1.85	1.11	5.5	1.3	0.7	1.2	1.5	0.6
	2.32	1.40	10.3	1.8	0.9	1.6	1.9	0.8
	2.96	1.78	6.7	2.5	1.1	2.0	2.4	1.0
	3.71	2.22	7.5	3.1	1.4	2.5	3.0	1.2
	4.64	2.79	5.2	3.4	1.8	3.1	3.8	1.5
	8.13	4.88	9.0	7.3	3.1	5.4	6.7	2.6
	10.78	6.47	11.8	9.2	4.1	7.2	8.9	3.5
	11.16	6.70	14.0	10.4	4.2	7.5	9.2	3.6
Nº 3	1.4	0.84	6.0	0.3	0.2	0.4	0.4	0.2
	2.24	1.35	15.3	0.8	0.35	0.6	0.7	0.3
	2.63	1.58	6.0	0.6	0.4	0.7	0.8	0.4
	3.43	2.06	8.3	1.05	0.5	0.9	1.1	0.5
	3.63	2.18	9.7	1.1	0.6	1.0	1.15	0.53
	4.6	2.76	7.0	1.5	0.7	1.25	1.4	0.7
	6.79	4.08	10.8	2.3	1.0	1.85	2.1	1.0
	8.59	5.24	10.4	3.0	1.3	2.38	2.7	1.3

En las figuras 3.11, 3.12 y 3.13 se resumen los resultados de algunos de los modelos evaluados. Como se muestra en estas gráficas, la ecuación propuesta por Fair y Hatch es la que mejor ajusta al comportamiento de la pérdida del lecho limpio de los filtros cortos que aquí se han propuesto.

Sustituyendo en la ecuación 3.1 los valores obtenidos en corridas experimentales con los filtros cortos, y despejando para el coeficiente k, se determinaron los valores de 6.7, 6.11 y 5.76 para los filtros 1, 2 y 3 respectivamente. Fair señala que el valor de K está próximo a 5 para la mayor parte de las condiciones de filtración de aguas¹¹. El resto de las ecuaciones arrojan valores de pérdida de carga inferiores a la que se midieron en los filtros cortos.

El comportamiento de la pérdida de carga contra la tasa de filtración fue lineal para los tres materiales filtrantes. El lecho de arena con tamaño de grano más fino fue el que presentó mayores pérdidas (filtro 1) y la arena más gruesa fue la que menores pérdidas reportó (filtro 3), lo mismo que se reporta para estudios a escala piloto¹⁸.

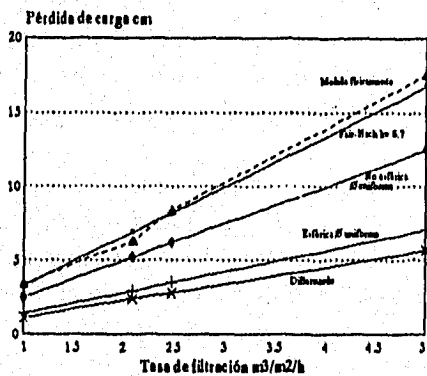


FIGURA 3.11 Pérdidas de carga real y teóricas para el filtro 1

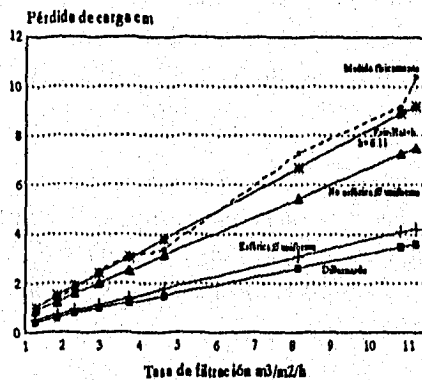


FIGURA 3.12 Pérdidas de carga real y teóricas para el filtro 2

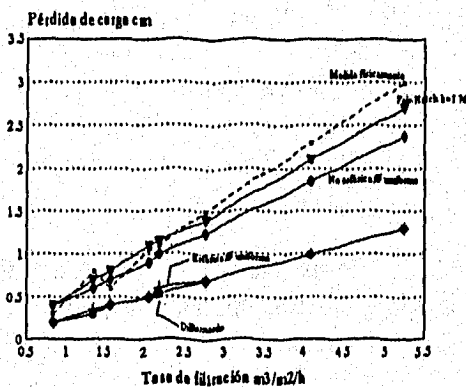


FIGURA 3.13 Pérdida de carga real y teórica para el filtro 3

3.5.2.4 CONCLUSIONES

La ecuación de Fair y Hatch para material granular no esférico de diámetro uniforme, con los coeficientes obtenidos para los tres tipos de granulometrías estudiadas, fue el modelo que mejor predijo el comportamiento de la pérdida de carga inicial en los filtros de lecho poco profundo que aquí se proponen.

3.5.3 EVALUACIÓN DE VARIABLES FÍSICAS

En la investigación de las variables físicas, la **calidad del filtrado** y la **pérdida de carga** son los parámetros más importantes por medir (los dos criterios multicitados). El objetivo, sin embargo, es determinar la combinación apropiada de tasa de filtración y tamaño de grano que proporcione la mayor producción de filtrado con calidad aceptable, por unidad de pérdida de carga.

En la mayoría de las ocasiones, el agua natural no presenta una interacción adecuada entre las partículas en suspensión (partícula-flóculo) y el medio filtrante, por lo que es necesaria la adición de reactivos que promuevan la fijación de las partículas a los granos del lecho. Justamente esta situación se presentó al evaluar la respuesta de la remoción del color de origen orgánico en la filtración directa.

3.5.3.1 SIN PRETRATAMIENTO

Se preparó agua para simular las características de un agua natural con color de origen orgánico elevado, esto siguiendo el procedimiento que para tal efecto elaboró el área de potabilización del IMTA⁴. Las características del agua por tratar fueron las siguientes:

SDT ^c	100 -110 mg/L
Conductividad	195 - 215 S/cm
pH	6.8 - 7.5
Color	200 - 240 UPtCo
Turbiedad	30 - 50 UTN
Alcalinidad	55 - 75 mg/L
Dureza	68-85 mg/L

En una primera etapa se probó la respuesta de tres granulometrías diferentes (tabla 3.1), sin la adición de reactivos. Los filtros fueron operados a presión constante con una tasa inicial aproximadamente igual a 2 m³/m²/hora.

Se monitorearon las variaciones en la pérdida de carga (figura 3.14) y calidad (figura 3.15). Entre otros se monitoreo: color, turbiedad, pH, temperatura, alcalinidad, SDT y dureza.

^cSólidos Disueltos Totales

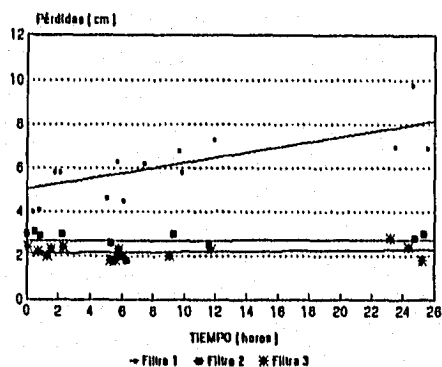


FIGURA 3.14 Comportamiento de las pérdidas de carga con el tiempo. Sin adición de reactivos

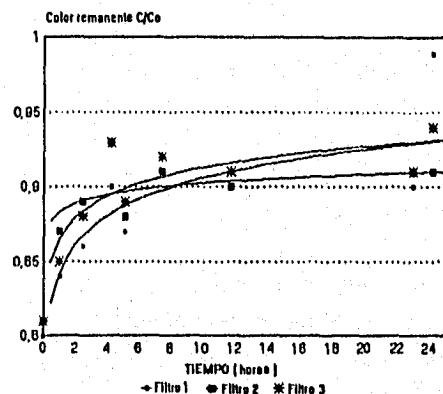


FIGURA 3.15 Comportamiento de la calidad del filtrado respecto al tiempo. Sin reactivos.

Pérdida de carga

Las pérdidas de carga en los tres filtros cortos siguieron un comportamiento lineal (figura 3.14), particularmente los filtros 2 y 3 mantuvieron el mismo valor de la pérdida de carga durante la corrida, valor que corresponde a las pérdidas asociadas al lecho limpio (apartado 3.5.2), lo que en este caso manifiesta una pobre remoción de partículas en el lecho.

Aún cuando los tres filtros mostraron un carácter lineal en el desarrollo de la pérdida de carga con el tiempo, la pendiente del filtro 1, el más fino, fue mayor, en tanto que la de los filtros 2 y 3 fue muy similar y casi horizontal. La pérdida de carga se vio influenciada, bajo las condiciones de este experimento, primordialmente por la granulometría del lecho, y concuerda con lo esperado: la granulometría tiene un efecto inverso sobre la pérdida de carga, menor tamaño efectivo provoca mayores pérdidas hidráulicas.

Calidad

En estudios realizados por Black y Christman citados por CEPIS¹⁷, los autores demostraron que filtros comerciales de membrana, con poros de 3,5 μm retuvieron el 91% del color original de fuentes superficiales, mientras que los poros de 10 μm retuvieron sólo el 13%. Esto indica que el tamaño de las partículas responsables del color varió entre 3,5 y 10 μm , lo que las coloca entre dispersión coloidal y solución verdadera. Es evidente que en este caso el tamizado no es un mecanismo importante, lo cual concuerda perfectamente con el carácter lineal de la pérdida de carga que mostraron los filtros cortos. El tamizado habría generado un desarrollo exponencial de la pérdida de carga con el tiempo.

La remoción de turbiedad y color fue mínima, no superó el 20% (figura 3.15); esto significa que no hubo remoción significativa por intercepción, sedimentación o difusión. Aún cuando los mecanismos de transporte estuvieron presentes en el lecho, no se da interacción entre los granos del material filtrante y las partículas causantes del color; las fuerzas de fijación debidas a fuerzas electrostáticas, fisicoquímicas o a reacciones químicas no proceden o bien son más débiles que las fuerzas de repulsión, por lo que casi toda la materia suspendida es arrastrada en el efluente (apartado 1.1.2).

Para mejorar la remoción de las partículas por el lecho filtrante es necesario favorecer los mecanismos de adhesión entre las partículas suspendidas y el material del lecho, mediante la modificación de las características superficiales de las partículas, con un pretratamiento adecuado.

Las siguientes corridas experimentales comprueban esta conclusión y demuestran que los reactivos químicos son una herramienta poderosa para el control del funcionamiento del filtro y la duración del ciclo.

3.5.3.2 APLICANDO PRETRATAMIENTO

En esta corrida experimental se aplicaron las dosis de sulfato de aluminio y policloruro de aluminio (PAC) definidas en el pretratamiento (tabla 3.9). Los filtros cortos se operaron a tasa declinante; la tasa inicial se mantuvo entre 1.6 y 1.8 m³/m²/hora.

El agua fue preparada con el procedimiento ya comentado y tuvo las siguientes características:

Color	214 UPICo
Turbiedad	40 UTN
pH	6.84
Temperatura	20.7 °C

Los reactivos se prepararon a una concentración que facilitara su dosificación al tren de tratamiento (en la mezcla rápida), y que se obtuviera el equivalente a 12 mg/L 100% puro seco de sulfato de aluminio y 9 mg/L 100% puro de PAC. Las condiciones del pretratamiento se muestran en la tabla 3.9.

TABLA 3.9 Condiciones de pretratamiento

REACTIVO	TASA DE FILTRACIÓN (iniciales) m ³ /m ² /h	DOSIS 100% puro mg/L	MEZCLA RÁPIDA			MEZCLA LENTA		
			rpm	Tiempo residencia (min)	Gradiente velocidad s ⁻¹	rpm	Tiempo residencia (min)	Gradiente velocidad s ⁻¹
Sulfato de aluminio	1.6 - 1.8	12	134	0.5	427.4	36	10	13.33
Policloruro de aluminio	1.6 - 2.0	9	134	0.5	427.4	50	10	

El comportamiento del color y turbiedad remanentes y el de las pérdidas de carga, tanto para el PAC como para el sulfato de aluminio se muestra en las figuras 3.16 en adelante .

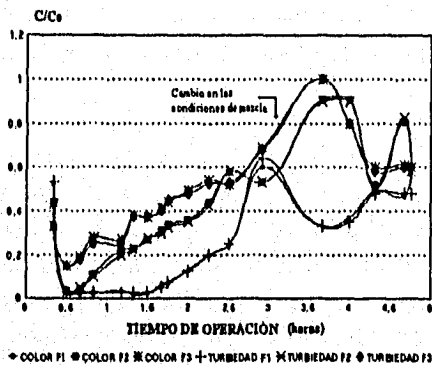


FIGURA 3.16 Evolución de la calidad del filtrado con el tiempo. 9 mg/L de PAC

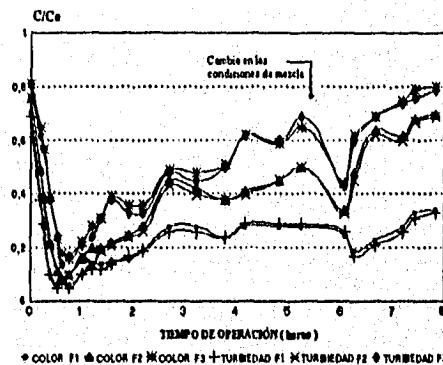


FIGURA 3.17 Evolución de la calidad del filtrado con el tiempo. 12 mg/L de sulfato de aluminio.

Calidad

En los tres filtros cortos fue posible observar una marcada remoción del color y la turbiedad, etapa de maduración, de aproximadamente media hora, al trabajar con PAC y ligeramente mayor para el sulfato de aluminio; en todos los casos el filtro de la granulometría más fina fue el que mostró mejores remociones.

La etapa de trabajo fue muy corta y se detectó con claridad sólo en el lecho más fino (filtro 1) cuando se aplicó PAC (figura 3.16 y 3.18), y en el caso de la aplicación de sulfato de aluminio la etapa de trabajo no fue muy clara; sin embargo, en el lecho más fino se observa un periodo estacionario poco tiempo después de la terminación de la etapa de maduración, de las 2.5 a las 6 horas de operación (figura 3.17) .

La figura 3.16 pone de manifiesto la presencia de los mecanismos de adhesión particularmente entre el lecho de grano fino (T.E. 0.63 mm) y las partículas floculentas de PAC; considerando el espesor del lecho (15 cm), el filtro ofreció una buena capacidad de remoción, que se mantuvo por casi 2 horas para esas condiciones. A partir de ese momento la capacidad de almacenamiento

del lecho se empezó a rebasar y por ello la calidad del efluente empeoró, y siguió un comportamiento muy similar al que mostraron las otras dos granulometrías, lo que se observa claramente en la figura 3.16, donde la pendiente de las curvas correspondientes a los tres filtros es prácticamente la misma: entre las 1.2 y 2.5 horas de operación, son paralelas entre sí.

A excepción del caso comentado, es claro que después del periodo de maduración la tasa de adhesión del contaminante a los granos del lecho disminuyó notablemente. Los filtros de laboratorio se operaron a tasa declinante por lo que no se presentó aumento en el gradiente de velocidad en el lecho y entonces las condiciones hidrodinámicas en el filtro no fueron la causa de este comportamiento.

En la corrida experimental con sulfato de aluminio, a partir de 5.5 horas de operación se aumentó el gradiente de velocidad de la mezcla lenta, al introducir otra paleta y aumentar la velocidad de rotación a 50 rpm; como resultado hubo una notable mejoría en la calidad del filtrado (figura 3.17). Se observa que la mejoría fue momentánea, pues aunque las nuevas condiciones de mezcla se mantuvieron, la calidad volvió a mostrar un comportamiento similar al que tenía antes de que se efectuaran los cambios. Para el PAC el cambio de las condiciones de mezcla se da a partir de las 3.25 horas, en este caso resultó más significativa la mejora en la calidad del filtrado.

En las figuras 3.18, 3.19 y 3.20 se comparan los comportamientos de los dos reactivos en cada lecho filtrante. En dichas figuras se aprecia una tasa de adhesión mayor con el PAC; al inicio del proceso la adhesión de las partículas de PAC es mayor, lo que se refleja en la necesidad de un menor tiempo para concluir la etapa de maduración, cercano a la mitad del requerido por el sulfato de aluminio.

Con los cambios de las propiedades superficiales del grano del lecho, la intensidad de las fuerzas de adhesión disminuyó y a partir de entonces (aproximadamente a las 0.5 horas de operación), las remociones de color y turbiedad fueron mejores cuando se aplicó sulfato de aluminio.

En lo que respecta a la saturación del medio, se observó que el filtro más grueso tiende a saturarse más rápidamente (recordemos que el filtro F1 es el más fino y el F3 el más grueso), conservando esta tendencia independientemente del reactivo aplicado. Es notorio que con las modificaciones en el gradiente de velocidad en el pretratamiento, se logra hacer que el lecho capture más partículas causantes del color, a pesar de que se hubiera alcanzado o se estuviera muy cerca de la condición de saturación ($C=C_0$).

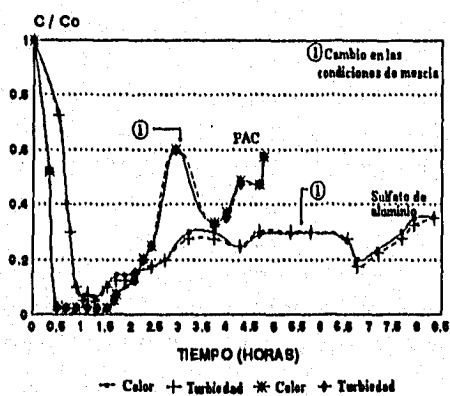


FIGURA 3.18 Evolución de la calidad del filtrado al aplicar PAC y al aplicar Sulfato de aluminio. Filtro 1

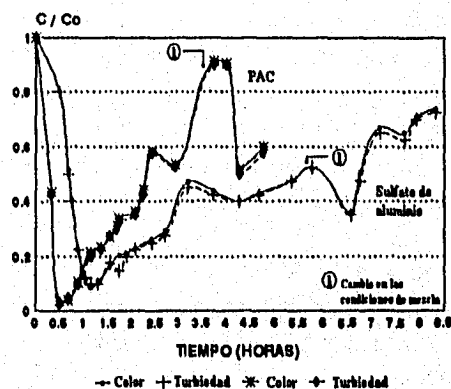


FIGURA 3.19 Evolución de la calidad del filtrado al aplicar PAC y al aplicar Sulfato de aluminio. Filtro 2

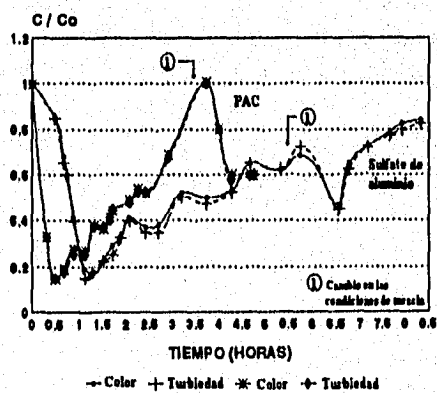


FIGURA 3.20 Evolución de la calidad del filtrado al aplicar PAC y al aplicar Sulfato de aluminio. Filtro 3

La respuesta observada en la calidad del filtrado frente al cambio de las condiciones de mezcla nos hace pensar que las condiciones de mezcla inicialmente definidas no fueron las mejores y que bajo las nuevas características de mezcla no hubo respuesta permanente debido a que el pequeño lecho no tuvo suficiente capacidad de almacenamiento. Cabe destacar que los cambios en las características de la mezcla lenta afectaron sensiblemente la calidad del efluente de los filtros cortos 2 y 3, pero que la respuesta del filtro con lecho más fino fue significativamente menor al aplicar sulfato de aluminio (figura 3.18). Nuevamente queda de manifiesto la importancia del pretratamiento en los estudios experimentales de filtración, particularmente de las condiciones de mezcla.

En todas las pruebas, los comportamientos del color y la turbiedad fueron paralelos, incluso reaccionaron de la misma manera a los cambios en las condiciones de mezcla, lo que demuestra que los mecanismos que dominan la remoción de ambos contaminantes en el lecho fueron los mismos.

Comparando los resultados de color remanente entre los casos comentados (con y sin adición de reactivos), se observa claramente que los filtros de lecho poco profundo son capaces de detectar la presencia de la etapa inicial de mejoramiento de la calidad en el filtrado. Las variaciones en la duración de esta etapa y su significado han sido observadas por varios autores en experimentación con mayores espesores de lecho (apartado 1.3.3.1).

Pérdida de carga

El avance de las pérdidas de carga observado en los filtros de lecho poco profundo tuvo carácter lineal (figuras 3.21 y 3.22), que nos indica una penetración homogénea del contaminante en el lecho del filtro, tanto para el sulfato de aluminio como para el PAC, es decir, tiene lugar una "filtración en profundidad". Sin embargo, la pendiente de las curvas de la pérdida de carga en función del tiempo fue diferente para cada reactivo: La pendiente de un mismo lecho filtrante fue mayor cuando se aplicó sulfato de aluminio que cuando se utilizó PAC, en ambos caso la influencia del tamaño del grano fue muy clara; a la granulometría más gruesa le correspondieron las menores pérdidas de carga y las mayores a la granulometría fina. La diferencia entre el filtro de granulometría fina (filtro 1) y el de gruesa (filtro 3) fue muy marcada, lo que evidencia la importancia del tamaño del grano en el desarrollo de la pérdida de carga.

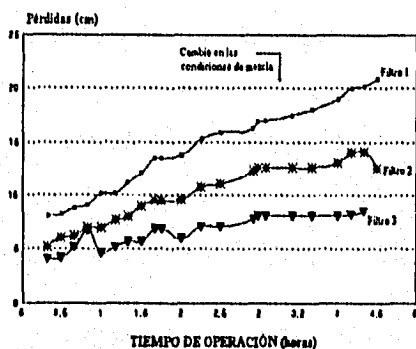


FIGURA 3.21 Comportamiento de la pérdida de carga con el tiempo. 9 mg/L de PAC

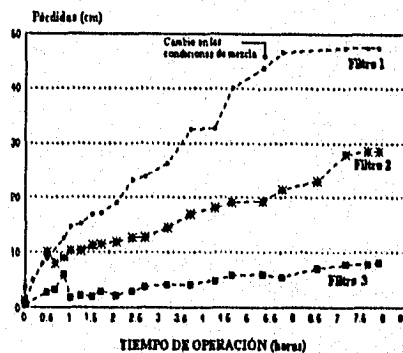


FIGURA 3.22 Evolución de las pérdidas de carga con el tiempo. 12 mg/L de sulfato de aluminio.

En ninguna de las dos figuras anteriores se observa influencia alguna del cambio de las condiciones de mezcla lenta sobre la pérdida de carga, lo que apoya la idea ya comentada, respecto a que la capacidad del medio estaba siendo ya alcanzada en ese momento, por lo que se manifiesta una mejora momentánea de calidad que no es suficiente para verse reflejada en la pérdida de carga.

3.5.3.3 CRITERIO DE CALIDAD EN EL DISEÑO.

La condición crítica del diseño y el funcionamiento de los filtros, asignados para la remoción de color orgánico es la **calidad en el efluente**, ya que ésta sufre un rápido deterioro, no obstante el tipo de reactivo o la granulometría del medio, mientras el avance de las pérdidas mantiene un carácter lineal debido a la gran filtrabilidad del ácido húmico a través del medio filtrante.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Adin A. Baumann E.R. and Cleasby J.L. The application of Filtration Theory to Pilot-Plant Design. *Jour AWWA*. January, 1979.
2. Camp T.R. Theory of Water Filtration. *ASCE Jour Sanitary Engineering Division*. 90:SA4:3. August, 1964.
3. National Sanitation Foundation. Drinking Water Additives-Health Effects. *NSF International (Listings)*. 1992.
4. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Manual de Control de Calidad Analítico. Laboratorio de Calidad del Agua. 1994. Documento de circulación interna.
5. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Standard Methods for examination of water and wastewater. Washington D.C. 17 th. ed. 1989
6. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Manual de procedimientos. Laboratorio de Potabilización. 1994. Documento de circulación interna.
7. Mallevalle J. Influence and Removal of Organics in Drinking Water. I.H. Suffet. U.S. Chan Lewis Publishers. 1992. Capítulos 2 y 5.
8. Petkova Simeonova V., Flores Ordeñana L.M. y Gómez Navarrete A. Remoción de color. Informe Final. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Tecnología de Tratamiento y Calidad del Agua, Subcoordinación de Potabilización. México, 1994. Informe interno.
9. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Subcoordinación de Potabilización. Procedimiento para la realización de pruebas de jarras. Manual de procedimientos analíticos. IMTA, 1994. Documento de circulación interna.
10. Hudson H.E. and Wagner E.G. Conduct and uses of jar tests. *Jour AWWA*. April, 1981.
11. Grahmann N.J.D., Brandao C.C.S. and Luckham P.F. Evaluating the removal of Color From Water Using Direct Filtration and Dual Coagulants. *Jour AWWA*. May 1992.
12. Adin A. and Rebhun M. High-Rate Contact Flocculation-Filtration with Cationic Polyelectrolytes. *Jour AWWA*. February, 1974.

13. **Yao K., Holsibian M. and O'Melia Ch.R.** Water and Wastewater Filtration: Concepts and applications. *Envir. Sci. Technology*. 5:11:1105 (1971) .
14. **Petkova Simeonova V., Flores Ordeñana L.M., Gómez Navarrete A.** Remoción de color. Informe Final. Instituto Mexicano de tecnología del Agua. Coordinación de Tecnología de Tratamiento y Calidad del Agua. Subcoordinación de Potabilización. 1994. Informe interno.
15. **Fair G.M., Geyer J.C. y Okun D.A.** Purificación de Aguas y Tratamiento y Remoción de Aguas Residuales. Ingeniería Sanitaria y de Aguas Residuales. Volumen II. Ed. *Limusa*. México 1984. pp 233-241.
16. **Arboleda Valencia J.** Teoría, Diseño y Control de los Procesos de Clarificación del Agua. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente / Organización Panamericana de la Salud / Organización Mundial de la Salud. Departamento de Ingeniería y Ciencias del Ambiente. Serie Técnica 13. . *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y ciencias del Ambiente*. Lima, Perú. 1981
17. **Di Bernardo Luiz.** Programa Regional HPE/OPS/CEPIS de Mejoramiento de la Calidad del Agua para Consumo Humano. Ciclo Tratamiento. Serie Filtración Rápida. Manual III: Teoría. Tomo III: Filtración. *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente*. Lima, Perú. 1992. pp 33-41.
18. **Metcalf and Eddy Inc.** Ingeniería Sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales. Ed. *Labor*. Barcelona, España. 1985. pp 264-269.

Capítulo IV

*Otras aplicaciones de los filtros
de lecho poco profundo*

Las aplicaciones que pueden darse a estos dispositivos son tan amplias como el ingenio del usuario, a continuación se muestran tres aplicaciones sencillas que han sido utilizadas por el área de potabilización del IMTA.

4.1 EVALUACIÓN DE PROCEDIMIENTOS Y MATERIALES FILTRANTES

Los filtros cortos se utilizaron para evaluar la eficiencia de remoción de hierro y manganeso usando como medio filtrante-adsorbente arena cubierta de dos diferentes tipos de óxidos, y para el control del proceso mediante la adición de dos diferentes oxidantes químicos: hipoclorito de sodio y permanganato de potasio¹.

Utilizando filtros de lecho poco profundo se realizaron pruebas a nivel laboratorio con los siguientes objetivos:

- a) Evaluar el funcionamiento de medios filtrantes granulares artificialmente cubiertos con precipitados de hierro y manganeso, en la remoción de hierro y manganeso.
- b) Evaluar el efecto producido por diferentes agentes oxidantes aplicados al influente del filtro empacado con medios acondicionados, sobre la remoción de hierro y manganeso.
- c) Determinar el efecto que produce la presencia de hierro en el agua cruda sobre la remoción de Mn, cuando se utilizan medios granulares recubiertos con óxidos.

4.1.1 MÉTODOS EXPERIMENTALES Y MATERIALES

4.1.1.1 Sistema experimental

Los experimentos para la remoción de Fe y Mn se llevaron a cabo pasando un flujo continuo ($2\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$) de una solución de hierro y manganeso (agua sintética) a través de un filtro de laboratorio (de lecho poco profundo), empacado con material granular previamente acondicionado. El sistema global de filtración-adsorción consistió de dos columnas de filtración trabajando en paralelo, para probar simultáneamente dos diferentes medios acondicionados. El agua sintética fue preparada y almacenada en un tanque de donde fue elevada mediante una bomba peristáltica hasta un segundo tanque cuya función era asegurar la alimentación por gravedad de los modelos de filtración. En el influente de los filtros se colocaron en línea dos dosificadores para adicionar los oxidantes (NaOCl y KMnO_4) en las pruebas que así lo requirieran.

4.1.1.2 Características del filtro experimental.

Los filtros experimentales de lecho poco profundo que se utilizaron para este estudio fueron como los descritos en el capítulo II.

Para este estudio se eligió arena silícica con las siguientes características: Tamaño efectivo 0.54 mm; Coeficiente de Uniformidad de 1.46; porosidad de 45% y peso específico de 2.45.

4.1.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente análisis se entenderá como F1 al filtro de lecho poco profundo empacado con arena cubierta con óxido de Mn y como F2 al empacado con arena cubierta con óxido de Fe.

4.1.2.1 SIN ADICIÓN DE OXIDANTES QUÍMICOS

Las características iniciales del agua sintética fueron: Fe Tot= 6.24 mg/L; Mn Tot=1.2 mg/L; Color aparente= 253 U PtCo y Turbiedad=52 UTF.

Los filtros cortos permitieron observar que el Fe fue removido eficientemente por filtración a través de ambos medios filtrantes, logrando eficiencias de 97%. Los dos lechos requirieron un tiempo de maduración de aproximadamente 30 minutos, lo que permitió alcanzar concentraciones de 0.2 mg/L de Fe en el filtrado (figura 4.1).

El Mn fue removido durante los primeros minutos de operación; sin embargo, los filtros cortos muestran que la concentración en el efluente casi fue igual a la concentración de entrada después de 1.5 horas de operación (figura 4.1). Al inicio de la prueba se logró una remoción de Mn mayor al 90%, la cual disminuyó conforme avanzó el agotamiento de los sitios de adsorción sobre el medio (frente de trabajo). Es muy clara aquí la forma de "S" de la curva de fuga que se desarrolla en el lecho corto.

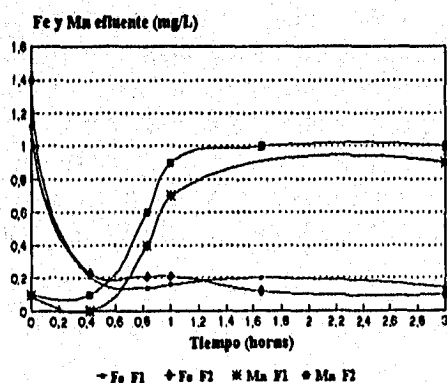


FIGURA 4.1 Comportamiento de Mn y Fe, sin adición de reactivos

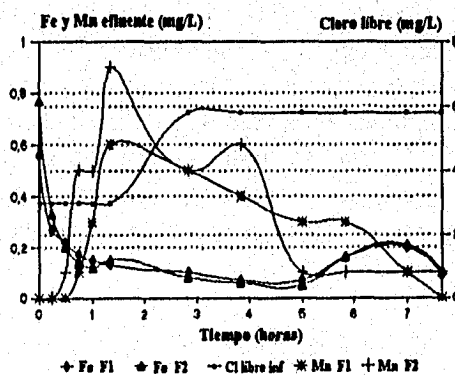


FIGURA 4.2 Comportamiento de Mn y Fe al aplicar hipoclorito de sodio.

4.1.2.2 ADICIONANDO HIPOCLORITO DE SODIO

Los filtros cortos permitieron evaluar rápidamente dos concentraciones de NaOCl, la primera de 3 mg/L como cloro libre y la segunda con la dosis estequiométrica requerida de cloro libre para oxidar todo el Mn y Fe que se introdujo al medio, más un exceso del 10%.

La figura 4.2 muestra las curvas de concentración remanente de Fe en el agua tratada en las dos columnas de lecho corto (F1 y F2), así como las concentraciones de cloro libre en el influente. El comportamiento fue similar al que se observó en las pruebas sin adición de oxidantes, alcanzando concentraciones menores a 0.2 mg/L en los dos casos.

En la figura 4.2 se muestra el efecto de la adición de hipoclorito de sodio sobre la remoción de Mn. En la primera prueba (90 minutos), el comportamiento de las curvas de concentración remanente de Mn fue semejante a las obtenidas en las pruebas sin adición de oxidantes, esto se debió a que la adición de cloro no fue la suficiente para activar los sitios de captura sobre el medio filtrante. Al aumentar la dosis de cloro a 5.8 mg/L, inmediatamente se observó una disminución constante de la concentración de Mn en los efluentes de los dos filtros de lecho poco profundo. El filtro corto F1 alcanzó 100% de remoción en 7.5 horas de operación al aumentar la concentración de cloro.

El consumo de cloro fue mayor en el filtro corto F1, donde también la remoción de Mn fue mayor, debido a que el cloro libre favoreció la oxidación directa del Mn(II) adsorbido previamente sobre la superficie del óxido. Los óxidos de Fe en la cubierta granular (filtro F2), tuvieron menor cantidad de Mn(II) adsorbido por lo que requirió menor cantidad de agente oxidante. Las observaciones hechas en los filtros cortos indican que la remoción de Mn puede controlarse mediante un agente oxidante.

4.1.2.3 APLICANDO PERMANGANATO DE POTASIO

Las características iniciales del agua sintética fueron: Fe Tot=6.2 mg/L; Mn Tot= 1.1 mg/L; Color aparente = 74 UPiCo y Turbiedad=66 UTF.

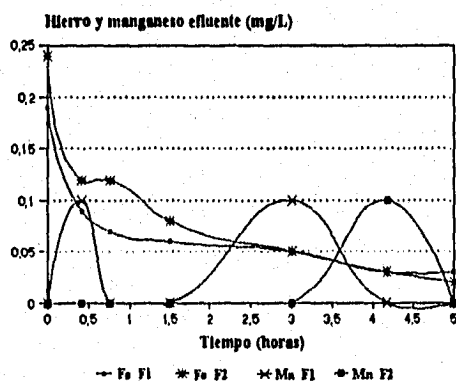


FIGURA 4.3 Comportamiento de Mn y Fe al aplicar permanganato de potasio

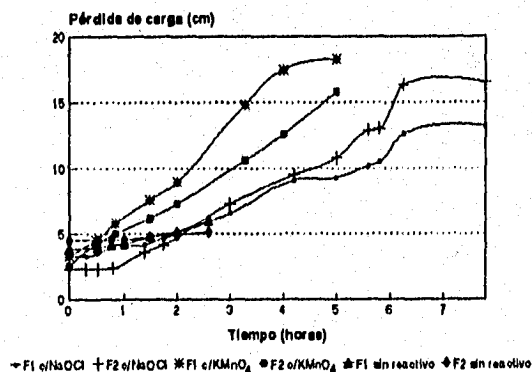


FIGURA 4.4 Comportamiento de la pérdida de carga

La remoción de hierro en los dos lechos cortos fue efectiva (figura 4.3), alcanzando remociones de 97 a 99% al dosificar 3.8 mg/L de KMnO_4 .

El Mn también fue removido eficientemente, la calidad del efluente osciló entre 0.0 y 0.1 mg/L en ambas columnas (figura 4.3). Debido a que la oxidación del Mn(II) por el lecho es casi inmediata, la remoción se dio por la formación de óxidos de Mn y su posterior retención en el lecho; por lo que la cubierta de óxido funcionó como un método de remoción secundario adsorbiendo el Mn(II) que no se oxidó previamente. Las pérdidas de carga observadas en los filtros cortos mostraron una colmatación rápida del lecho (figura 4.4), mayor a la desarrollada por el NaOCl, lo que confirma que el lecho funcionó más como un filtro que como material adsorbente.

4.1.3 CONCLUSIONES

Los filtros cortos fueron capaces de mostrar las etapas de desarrollo de la calidad en el filtrado. Particularmente para el caso del remanente de Mn sin aplicación de oxidante, permitieron observar la curva completa de fuga. En este caso fue claro que los sitios activos fueron agotados y que rápidamente se alcanzó la etapa de fuga. Para alcanzar la fuga en los casos restantes se requerirían mayores tiempos de operación; para los fines del experimento no se requirió alcanzar la saturación del medio.

Los filtros cortos permitieron observar marcadas pérdidas de carga al utilizar KMnO_4 , lo que permite suponer que la remoción no es debida a la adsorción, que generaría poca pérdida de carga, sino que la remoción es debida a la filtración en el lecho. El mecanismo de adhesión no es dominante.

El efecto de cambios en el reactivo aplicado y en el tipo de material filtrante son fácilmente observables en lechos poco profundos.

4.2 EVALUACIÓN DE MATERIALES FILTRANTES NO CONVENCIONALES

Se evaluó la remoción de hierro y manganeso mediante pruebas de laboratorio en las que se utilizaron filtros de lecho poco profundo. Agua preparada con estos minerales se filtró por un lecho de zeolita proveniente de minas del estado mexicano de Oaxaca, bajo los siguientes objetivos particulares:

- Evaluar la eficiencia de remoción del manganeso y del hierro al utilizar como medio filtrante zeolita natural.
- Observar las ventajas que ofrece este material como intercambiador principalmente al inicio del proceso de remoción de los metales y conocer la participación de la adsorción en el proceso general de remoción.

4.2.1 MATERIALES Y CONDICIONES EXPERIMENTALES

Para este estudio se utilizaron filtros de lecho poco profundo como los descritos en el capítulo II del presente documento.

Los filtros operaron en paralelo y se empacaron con tres granulometrías de zeolita natural, de diferente tamaño para cada lecho: Fina ($D_{eq} = 0.6\text{mm}$), mediana ($D_{eq} = 0.95\text{mm}$) y gruesa ($D_{eq} = 1.4\text{mm}$).

Las pruebas se realizaron con agua sintética preparada con sales de hierro y manganeso, que proporcionaron las siguientes características al agua del influente: 6.3 mg/L de Fe, 1.0 mg/L de Mn, 285 UPTCo de color aparente y 55 NTU de turbiedad. Las pruebas se llevaron a cabo en un intervalo de pH de 7.0 a 7.5; estos parámetros también fueron monitoreados en el efluente de los filtros cortos. La tasa de filtración aplicada en los tres casos fue de $2\text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$.

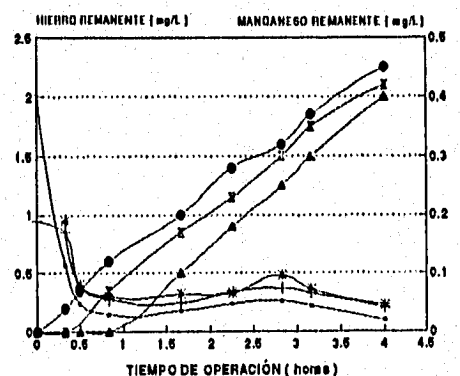


FIGURA 4.5 Filtración por zeolita natural

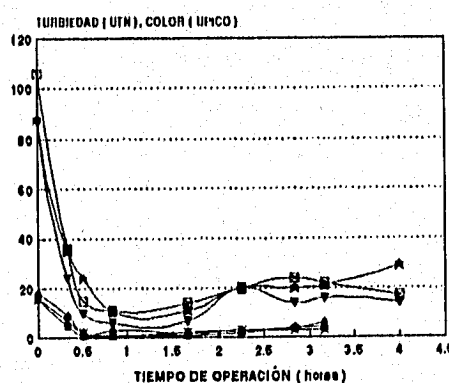


FIGURA 4.6 Filtración por zeolita natural

4.2.2 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los filtros cortos permitieron observar, como se resume en la figura 4.5, un aumento progresivo en la concentración del manganeso en los efluentes, mientras la concentración del hierro en los mismos, sigue una paulatina reducción durante la primera media hora de la prueba (maduración), y un comportamiento relativamente estable en la etapa posterior.

Análogamente, los filtros cortos permitieron observar (figura 4.6) una evolución del color y la turbiedad con el mismo comportamiento que el observado para el hierro: una marcada etapa inicial de progresivo mejoramiento que dura aproximadamente media hora (igual que el hierro), seguida de una etapa relativamente estable en la concentración efluente de los dos contaminantes.

El comportamiento que se observó en los filtros de lecho poco profundo permitió conocer que la capacidad de intercambio de la zeolita fue agotada rápidamente, sin lograr mantener una concentración estable del manganeso en los efluentes.

En una prueba posterior bajo las mismas condiciones, el hierro y el manganeso retenidos sobre la zeolita se oxidaron con permanganato de potasio. La prueba se desarrolló después de pasar agua limpia a través de los lechos de los filtros para eliminar las trazas remanentes de la oxidación. Como resultado se obtuvo 100% de remoción de manganeso (figura 4.7). Respecto al hierro se observa una reducción progresiva del contaminante en el efluente sin que en este caso se observara alguna tendencia al aumento.

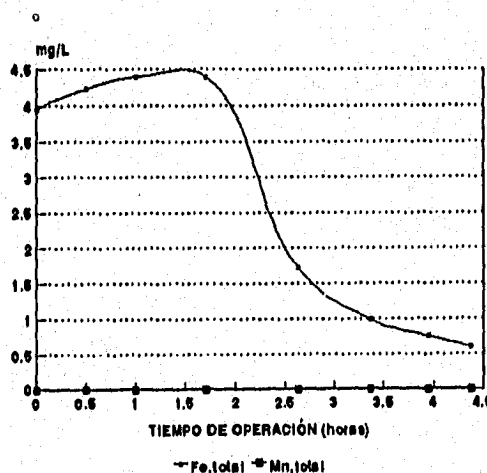


FIGURA 4.7 Filtración por zeolita natural

Posteriormente se desarrollaron corridas de filtración experimental con mayores espesores de lecho, en los que se monitoreó la pérdida de carga a diferentes profundidades de lecho: 10, 25 y 40 cm., como lo muestra la figura 4.8. Las pruebas evidenciaron el mismo carácter de la pérdida de carga en los diferentes estratos .

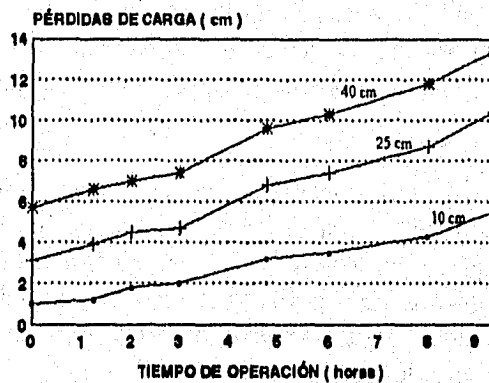


FIGURA 4.8 Filtración por zeolita natural.

4.2.3 CONCLUSIONES

Los filtros de lecho poco profundo muestran que los óxidos formados sobre la superficie de la zeolita tienen una alta capacidad de adsorción con altos porcentajes de remoción de manganeso; además, destacan la ventaja que ofrece la zeolita al permitir fijar más fácilmente la película de precipitados metálicos, en comparación con pruebas en las que se utilizó arena de sílice.

Claramente se aprecia que, bajo las condiciones de la prueba, el comportamiento del lecho no depende de la posición (profundidad del lecho). Es evidente que un espesor de lecho menor permitirá desarrollar el ciclo completo de filtración más rápidamente que un lecho profundo; para experimentos en la búsqueda de respuestas cualitativas, los filtros de corto espesor de lecho se convierten entonces en una valiosa herramienta, debido a su simplicidad, bajo costo y rápida respuesta.

4.3 ALIMENTACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS DE FILTRACIÓN

Este es otro vasto campo de aplicación de los filtros de lecho poco profundo.

Este caso han sido ya comentado, aunque con otros enfoques, en el apartado 3.5.2 al discutir la alimentación de ecuaciones que simulan las pérdidas de carga debidas al lecho limpio. Al utilizar el modelo propuesto por Kozeny, se obtuvo un muy buen ajuste entre dicho modelo y los resultados obtenidos de los filtros de lecho poco profundo. Las constantes calculadas para cada condición probada estuvieron muy cercanas a los valores reportados por la literatura para espesores de lecho mayores.

La literatura reporta casos en los que los autores han usado filtros de laboratorio para determinar constantes empíricas requeridas en los modelos que presentan. Adin, Rajagopalan y Rebhun^{2,3,4,5} utilizan filtros experimentales para la obtención de las constantes que requieren los modelos de filtración que proponen.

El uso de estos dispositivos facilita el trabajo de la determinación de constantes empíricas; sin embargo, no hay uniformidad en las características de los filtros que emplean los investigadores. Adin y Rebhun por ejemplo, usan lechos de 20 cm de espesor en columnas de 5.75 cm de diámetro², en cambio Brink *et al* utilizan filtros con lechos duales de 50 cm (25 cm arena y 25 cm antracita) en columnas de 5 cm de diámetro⁶; por su parte Cleasby utiliza filtros de 10 y 15 cm de diámetro con espesores de lecho entre 2.54 y 60 cm.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **Rivera Huerta Lourdes.** Filtración-adsorción para remoción de Fe y Mn de agua para consumo humano. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. *DEPFI-UNAM*. 1996.
2. **Rebhun M., Fulrer Z., and Adin A.** Contact Flocculation-Filtration of Humic Substances. *Water Resource*. Vol 18. No 8, pp 963-970, 1984. Great Britain.
3. **Adin A., and Rebhun M.** A Model to Predict Concentration and Head-Loss Profiles in Filtration. *Jour AWWA*. August 1977.
4. **Adin A., and Rajagopalan R.** Breakthrough Curves in Granular Media Filtration. *Journal of Environmental Engineering, ASCE*. Vol 115, No 4, August, 1989.
5. **Adin A., and Rajagopalan R.** Breakthrough Curve Models for Colloid Deposition in Porous Media. *Fluid/Particle Separation Journal*. Vol 2. No. 1. March, 1989.
6. **Brink D.R., Choi S., Al-Ani M., and Hendricks D.W.** Bench-Scale Evaluation of Coagulants for Low Turbidity Water. *Jour AWWA*. April, 1988.

Capítulo V

Conclusiones y recomendaciones

Como se ha visto, los resultados experimentales obtenidos de filtros de lecho poco profundo tienen un importante campo de aplicación en los estudios de la tratabilidad del agua en los que interviene la filtración en profundidad.

5.1 CARACTERÍSTICAS QUE DEBE TENER UN FILTRO DE LECHO POCO PROFUNDO

Se ha mostrado que en columnas de filtración con diámetro igual o mayor a 50 veces el tamaño del grano del material filtrante y con espesor de lechos de 15 cm, es posible observar el comportamiento del fenómeno de filtración, y que estos mismo dispositivos, en pruebas por lotes, permiten evaluar las condiciones del pretratamiento. En 15 cm de espesor de lecho se puede "atrapar" al frente de trabajo que desarrollan las suspensiones con posibilidades de ser tratadas mediante filtración.

5.2 EL FILTRO DE LECHO POCO PROFUNDO COMO HERRAMIENTA EXPERIMENTAL

5.2.1 EN LA EVALUACIÓN DEL EFECTO DEL TIPO DE REACTIVO Y DE LAS CONDICIONES DE MEZCLA

Los mecanismos de transporte son regularmente eficientes bajo las condiciones típicas del tratamiento del agua, por lo que los esfuerzos en la investigación se deben dirigir hacia controlar los mecanismos de adhesión. El pretratamiento es el punto más importante al seleccionar el tren de tratamiento y las condiciones de mezcla son generalmente el punto débil.

Los filtros cortos en combinación con la prueba de jarras permitieron evaluar el **pretratamiento**. Las pruebas mostraron sensibilidad a cambios tanto en el tipo y dosis de reactivo como en las condiciones de mezcla probadas. Lo anterior es de particular importancia cuando se desconoce el comportamiento de las variables involucradas en la filtración de una suspensión dada, por lo que es necesario probar varias condiciones en poco tiempo para detectar aquellos factores que influyen de manera más importante en el fenómeno.

Los filtros cortos mostraron que sino se aplica un pretratamiento, el color debido a sustancias húmicas no se remueve por filtración aún a tasas de aplicación bajas; es necesario modificar las características de las partículas responsables del color para logra su remoción.

En el caso de la remoción de color mediante filtración directa, el uso de los filtros cortos en conjunto con la prueba de jarras, permitió definir el intervalo de dosis óptima para los dos reactivos evaluados. Bajo las condiciones de la prueba, el intervalo de la dosis óptima fue independiente de la granulometría del lecho. Esto puede ser particularmente interesante para una

futura estandarización de la prueba. La prueba de jarras con filtración también evidencia la presencia del fenómeno de sobre dosis de reactivos.

Al aplicar filtración directa en la remoción de color de origen orgánico, el intervalo óptimo de la dosis del reactivo en las pruebas de jarras con filtración en lechos cortos, estuvo cercano a la dosis obtenida en las pruebas convencionales de jarras, con un leve desplazamiento hacia el límite inferior. El intervalo de la dosis que proporciona buena remoción en la filtración por contacto es relativamente amplio e incluye al intervalo correspondiente a la floculación en volumen. Varios autores destacan que la calidad del filtrado es sustancialmente mejor en la filtración por contacto, lo cual concuerda con los resultados obtenidos en las pruebas por lotes de jarras con filtración en lechos cortos.

5.2.2 EN LA EVALUACIÓN DE LAS RELACIONES DE CALIDAD EN EL EFLUENTE, MEDIO FILTRANTE Y CARACTERÍSTICAS OPERACIONALES.

Al utilizar un reactivo que favorece la remoción de las partículas causantes del color, los filtros de lecho poco profundo claramente permiten identificar tres estadios en el desarrollo de la curva de la calidad del filtrado en el tiempo: Una etapa de franco decrecimiento en la concentración del contaminante en el filtrado (maduración); una segunda caracterizada por una concentración baja estable del contaminante en el efluente del filtro (trabajo) y por último, una etapa en la que la concentración del contaminante en el efluente aumenta progresivamente dando lugar a un comportamiento en forma de "S" (fuga o perforación). Esta última no es muy atractiva desde el punto de vista práctico, pero sí resulta muy interesante desde el punto de vista del diseño de los filtros y de la comprensión del fenómeno. En filtros cortos, el estudio casi completo de las tres etapas se logró en menos de 8 horas. En un filtro a escala real, sólo para alcanzar el punto de fuga (final de la etapa de trabajo) se requieren corridas de filtración de 12, 24 horas o más. Tanto el PAC como el sulfato de aluminio mostraron una etapa de maduración bien definida lo que indica buenas eficiencias de remoción, hecho que concuerda con los resultados obtenidos en las corridas experimentales con lechos cortos.

Respecto a la pérdida de carga, los filtros experimentales de lecho poco profundo proporcionaron valiosa información: Una penetración homogénea del contaminante en el lecho filtrante se manifiesta mediante un desarrollo lineal de la pérdida de carga; en caso contrario, una remoción local se hace patente como un desarrollo exponencial de la pérdida de carga.

Se determinó que es posible predecir el comportamiento de las pérdidas de carga del lecho poco profundo, para las condiciones iniciales (lecho limpio), aplicando la ecuación propuesta por Kozeny, modificada por Fair & Hatch. La calibración del modelo para las condiciones específicas de la prueba, arrojó un valor de 6.7, 6.11 y 5.76 para tamaños efectivos de arena de 0.63, 0.93 y 1.4 mm respectivamente; estos valores están muy cercanos a los que la literatura propone para filtros con espesores de lecho reales.

Cuando no se aplicó pretratamiento alguno al agua con color, las pérdidas de carga medidas en los filtros cortos fueron muy parecidas a las determinadas para las condiciones iniciales (lecho limpio), lo que permite aseverar que el lecho de arena no retiene a las partículas causantes del color; en el filtrado no se logran remociones mayores al 20% respecto al influente. Estas observaciones concuerdan con los resultados obtenidos por otros investigadores.

Al aplicar un pretratamiento, los filtros cortos detectan la influencia del tamaño del grano sobre la pérdida de carga con comportamientos que han sido reportados por otros autores en estudios con lechos de mayor espesor: la granulometría tiene un efecto inverso sobre la pérdida de carga; menor tamaño efectivo provoca mayores pérdidas.

Lo importante por destacar de estas pruebas radica en la posibilidad de observar los comportamientos descritos en lechos de muy escaso espesor, de manera muy rápida y sencilla, y consecuentemente económica, lo que da la oportunidad de rápidamente evaluar multitud de condiciones en el pretratamiento y su efecto en la calidad del filtrado.

Resultaría arriesgado aseverar que con estos dispositivos se obtenga información suficiente para elaborar un diseño sólido de la unidad de filtración; sin embargo, sí permite despejar dudas y establecer límites que conlleven a un estudio piloto certero, a partir del cual se obtendrían los lineamientos de un diseño seguro.

Es más que evidente la importancia que tiene el desarrollar una metodología racional de experimentación y obtención de datos que ayuden en la solución de los problemas de la práctica ingenieril. El filtro de lecho poco profundo, como se ha mostrado, puede ser una de las herramientas para lograrlo.

5.3 RECOMENDACIONES

Innumerables aplicaciones se pueden lograr con dispositivos experimentales como el aquí propuesto, ejemplos típicos se han mostrado en este trabajo; sin embargo, se deben **estandarizar los filtros de lecho poco profundo**, para que, ya sea asociados a la prueba de jarras o solos, sirvan como referencia de tratabilidad. Algo similar a lo que es la prueba de jarras para un tren de tratamiento coagulación-floculación-sedimentación. Con esta idea Cleasby ha propuesto el uso de filtros cortos utilizando lechos estandarizados empacados con arena Ottawa con tamaño efectivo de 0.7-0.84 mm.

En muchos casos las corridas de filtración terminan debido a la perforación del lecho antes de alcanzar la pérdida de carga terminal. Esto pone de manifiesto la importancia del criterio de calidad en el diseño y control del proceso. Es práctica regular diseñar con base en criterios de pérdida de carga; sin embargo, el recurso de la filtración experimental, en especial mediante dispositivos sencillos y de gran economía como el aquí presentado, debe hacer que el **considerar los criterios de calidad se vuelva práctica rutinaria para el diseñador.**