

**REMOCIÓN DE HIERRO Y MANGANESO POR OXIDACIÓN CON CLORO Y FILTRACIÓN EN
GRAVA**

LINA MARIA MARIN BURBANO

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
POSTGRADO EN INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL

SANTIAGO DE CALI
2011

REMOCIÓN DE HIERRO Y MANGANESO POR OXIDACIÓN CON CLORO Y FILTRACIÓN EN GRAVA

LINA MARIA MARIN BURBANO

Trabajo de grado presentado para acceder al título de Maestría en Ingeniería Sanitaria y Ambiental

Director: Ing. LUIS DARÍO SÁNCHEZ M.Sc.

UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
POSTGRADO EN INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL

SANTIAGO DE CALI
2011

NOTA DE ACEPTACION

La tesis titulada: “**REMOCIÓN DE HIERRO Y MANGANESO POR OXIDACIÓN CON CLORO Y FILTRACIÓN EN GRAVA**”, realizada por la estudiante LINA MARIA MARIN BURBANO, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al título de Magister en Ingeniería Sanitaria, fue evaluada como APROBADA por el jurado evaluador el día 13 de Octubre de 2011.

Ing. MSC. Camilo Hernán Cruz
Jurado evaluador

Ing. MSc. Javier Fernández
Jurado evaluador

Ing. MSc. LUIS DARIO SANCHEZ
Director trabajo de investigación

Ing. PhD. PATRICIA TORRES
Coordinadora Académica
Programa de Postgrado en Ingeniería Sanitaria y Ambiental

***El éxito no es la clave de la felicidad, la felicidad es la clave del éxito por eso si
amas lo que haces serás exitoso.***
Alber Schweitzer.

*A Dios, por su infinita sabiduría
A mi Madre, mi ángel...porque me ha enseñado a soñar en colores
A mi hermana, y sobrino, mi alegría constante
A mi esposo, fuerza e inspiración de mi vida*

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Investigación y Desarrollo de Agua Potable y Conservación del Recurso Hídrico (CINARA), por apoyar el desarrollo de esta investigación: al Ingeniero Alberto Benavides y en especial al Ingeniero Luis Darío Sánchez, por su guía y asesoría científica.

Al personal del laboratorio y del área administrativa Clara Inés González y Noel Muñoz Soto, de la Estación de Investigación de Puerto Mallarino por su apoyo en la parte experimental de la investigación.

A mi familia, amigos y colegas que de alguna manera contribuyeron a la realización de este estudio, a la culminación del documento y de este nuevo logro.

RESUMEN

Este trabajo de investigación se desarrolló a escala piloto para estudiar la remoción del hierro y el manganeso utilizando como oxidante el cloro, seguido de un sistema de filtración en gravas de flujo ascendente FGA en tres etapas, operando con velocidades de filtración de 2 m/h, 3.5 m/h y 5.0 m/h para concentraciones afluentes de hierro total de 9.7 mg/L, 5.9 mg/L y 4.2 mg/L, respectivamente. Se identificaron los requerimientos operativos y económicos para la implementación del sistema de tratamiento y se propuso una matriz de selección de tecnología para la remoción de hierro y manganeso con diferentes etapas de FGA con oxidación con cloro.

Los resultados mostraron que con V_f de 5m/h, y tres etapas de FGA, operando con una concentración afluente de hierro total entre 3.9- 4.9 mg/L y entre 0.9-1.2 mg/L de manganeso permitió tener efluentes hierro y manganeso por debajo de los valores guía establecidos por la norma Colombiana de calidad de agua. Las concentraciones de Fe total de 5.9 y 9.7 mg/l empleando V_f de 3.5 y 2.0 m/h respectivamente, en tres etapas de FGA, lograron eficiencias de remoción de Fe de 87% y 83%, y Mn 90% y 86%, respectivamente; pero se requiere de barreras adicionales para garantizar la remoción de estos parámetros por debajo de los valores guía (0.3 para Fe total y 0.1 para Mn). Para valores del pH del agua cruda entre 6.9 -7.9 unidades, se logró una adecuada oxidación del hierro y el manganeso por procesos fisicoquímicos. El tiempo de retención mayor a 30 minutos fue un factor clave para facilitar la precipitación y posterior remoción del hierro y manganeso.

La mayor reducción del hierro y el manganeso del sistema piloto evaluado se alcanzaron en la primera etapa FGA, que mostró la mayor cantidad de depósitos específicos δ acumulados, con valores entre 400- 450 g/m³. El mecanismo de adherencia predomina sobre los mecanismos de transporte, en los FGA, debido la desestabilización de las partículas por la oxidación química. El mecanismo de transporte más influyente durante la filtración fue el de la sedimentación.

Las velocidades de filtración empleadas con la tecnología de tratamiento por oxidación con FGA (entre 2 y 5m/h) hacen que la tecnología sea una alternativa promisoría para el tratamiento de aguas subterráneas con alto contenido de hierro. Los costos de inversión inicial de cada etapa de FGA se encuentran entre \$1.0 y \$2.2 millones L/s para tasas de filtración entre 5 y 2 m/h y los costos de A, O&M, por m³ producido varían entre \$204 y \$703, dependiendo de la velocidad de filtración empleada y el caudal de diseño.

Sobre la base de los resultados obtenidos se realizó una síntesis de la evaluación para cada una de las concentraciones evaluadas, considerando las etapas FGA en función de la calidad del agua cruda para hierro total, manganeso, color aparente y pH, en función de las velocidades de filtración en el rango de 2-5 m/h, definiendo el tamaño y espesor del medio filtrante y la dosificación de hipoclorito de sodio.

La tecnología, estudiada puede ser útil para cerca del 85% de sistemas con pozo de la región, que tiene concentraciones de hierro total de hasta 5 mg/L y 1 mg/L de manganeso. La oxidación con cloro se debe aplicar para aguas subterráneas, para aguas superficiales o con alto contenido de materia orgánica no es recomendable por los riesgos de formación de subproductos de la oxidación con el cloro.

Palabras clave: Hierro, Manganeso, Agua subterránea, Tratamiento integrado, Filtración en gravas de flujo ascendente (FGA), Filtración Gruesa en Múltiples Etapas (FiGME).

CONTENIDO

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN	13
2. ANTECEDENTES	15
3. OBJETIVOS	17
3.1 <i>Objetivo General</i>	17
3.2 <i>Objetivos Específicos</i>	17
4. REVISIÓN DE LITERATURA	18
4.1 <i>Calidad del agua y su efecto</i>	19
4.1.1 El Hierro	19
4.1.2 Manganeseo.	20
4.1.3 La calidad de las fuentes subterráneas en el Valle del Cauca	20
4.2 <i>Tecnología para Remoción de Hierro y Manganeseo</i>	21
4.2.1 Concepto de multibarrera	22
4.2.2 Tratamiento integrado	22
4.2.3 Tecnologías de Tratamiento	22
4.2.4 Filtración en medios gruesos de flujo ascendente en serie (FGAS)	24
4.3 <i>Teoría de la filtración</i>	25
4.3.1 Teoría de la sedimentación	27
4.4 <i>Estequiometría y cinética de la reacción del hierro y el manganeso con el cloro</i>	29
4.5 <i>Costos de la tecnología</i>	31
4.5.1 Inversión inicial de capital	31
4.5.2 Costos de operación y mantenimiento (O&M)	31
5. METODOLOGIA	32
5.1 <i>Introducción</i>	32
5.2 <i>Diseño experimental</i>	33
5.3 <i>Descripción del experimento</i>	34
5.3.1 Planta de tratamiento a escala piloto	34
5.4 <i>Procedimiento</i>	35
5.4.1 Fase I: análisis del impacto de la velocidad de filtración en función de la concentración inicial de hierro y manganeso.	35
5.4.2 Fase II: síntesis de la evaluación	38
5.4.3 Fase III: identificación de los requerimientos operativos y económicos para la implementación del sistema de tratamiento.	39
6. RESULTADOS	41
6.1 Condiciones hidráulicas y de proceso de las unidades de filtración	41
6.1.1 Caracterización agua afluyente al sistema de tratamiento piloto	41
6.1.2 Caudal de operación	42
6.1.3 Pérdida de carga	42
6.1.4 Mantenimiento de las unidades de filtración	44
6.1.5 Velocidad de sedimentación y tamaño de las partículas retenidas en los filtros	44
6.1.6 Caracterización de los lechos filtrantes	47

6.2	Calidad del agua afluente y efluente en las unidades de filtración.....	48
6.2.1	Comportamiento de las unidades de filtración operando con una Vf: 5m/h	50
6.2.2	Comportamiento de las unidades de filtración operando con una Vf de 3.5 m/h	55
6.2.3	Comportamiento de las unidades de filtración para una Vf: de 2 m/h.	58
6.3	Síntesis de la evaluación.....	62
6.4	Requerimientos económicos	66
6.4.1	Análisis preliminar de Costos de construcción.	67
6.4.2	Análisis preliminar de costos de administración, operación y mantenimiento (O & M).....	68
7.	DISCUSION DE RESULTADOS.....	70
7.1	Transporte y adherencia de las partículas oxidadas	70
7.2	Eficiencia específica de los filtros	73
7.3	Efecto del pH y su influencia en la cinética de la oxidación del cloro	75
7.4	Comparación de las eficiencias de remoción	78
7.5	Efecto de la configuración de los lechos filtrantes en la eficiencia de remoción	81
7.6	Correlación entre el color aparente y el hierro total	81
7.7	Síntesis de la tecnología y costos	82
8.	CONCLUSIONES	84
9.	RECOMENDACIONES	86
10.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	87
	ANEXOS.....	93

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Inventario de Pozos según usos, en el Valle Geográfico del Río Cauca	18
Tabla 2. Principales oxidantes utilizados para la remoción de hierro y manganeso.....	22
Tabla 3. Tecnologías para Remover Hierro y Manganeso	23
Tabla 4. Lecho filtrante recomendado para filtros gruesos ascendentes	25
Tabla 5. Mecanismos de la filtración	26
Tabla 6. Relación entre la velocidad de sedimentación y el régimen de flujo.....	28
Tabla 7. Solución de la ecuación de velocidad según el orden de la reacción	30
Tabla 8. Características de los filtros.....	34
Tabla 9. Granulometría de los FGA de la planta Piloto	35
Tabla 10. Configuración experimental para las unidades piloto.....	35
Tabla 11. Parámetros medidos y método de análisis	36
Tabla 12. Condiciones de operación	41
Tabla 13. Caracterización agua afluente planta piloto	42
Tabla 14. Material filtrante extraído por unidad para pruebas de sedimentación en columna	45
Tabla 15. Velocidad de sedimentación y tamaño de las partículas depositadas en cada capa de grava.....	46
Tabla 16. Determinación del número de Reynolds (R)	46
Tabla 17. Caracterización del material filtrante.....	47
Tabla 18. Estadísticas descriptivas de los parámetros de calidad de agua afluente a la planta piloto (agua acondicionada)	48
Tabla 19. Estadísticas descriptivas de los parámetros de calidad efluentes de la PTAP piloto.....	49
Tabla 20. Estadísticas descriptivas del comportamiento del pH, Vf: 5.0 m/h; Hierro: 4.2mg/L, Manganeso: 1.0 mg/	53
Tabla 21. Estadísticas descriptivas del comportamiento del color aparente, Vf: 5.0 m/h.....	53
Tabla 22. Comportamiento del pH para las velocidades de filtración de 3.5 m/h.....	58
Tabla 23. Comportamiento del color aparente para la velocidad de filtración de 3.5 m/h	58
Tabla 24. Comportamiento del pH para las velocidades de filtración de 2 m/h	61
Tabla 25. Comportamiento del color aparente para la velocidad de filtración de 2.0 m/h	62
Tabla 26. Variables para el hierro Total	63
Tabla 27. Variables para el Manganeso	64
Tabla 28. Variables para el Cloro	64
Tabla 29. Variables para el Color aparente	64
Tabla 30. Variable pH	65
Tabla 31. Síntesis de la evaluación	66
Tabla 32. Estimativo del costo de 1 m ³ producido según costos de administración, operación y mantenimiento anuales	69
Tabla 33. Modelos matemáticos que describen los Mecanismos de Filtración	70
Tabla 34. Orden de la reacción y constantes cinéticas.....	76
Tabla 35. Ecuaciones para la determinación del tiempo de vida media	77
Tabla 36. Tiempo de vida media (s) para el hierro total.....	77

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Mapa de Calidad de las Aguas Subterráneas.....	21
Figura 2. Corte isométrico de un filtro grueso ascendente en serie	25
Figura 3. Oxidación del manganeso y del hierro	30
Figura 4. Esquema de la planta piloto (Replica 1 y 2)	32
Figura 5. Esquema del Filtro en grava de flujo ascendente (son 3 unidades en serie).....	34

LISTA DE GRAFICAS

	Pág.
Gráfica 1. Caudal de operación (L/s) por velocidad de filtración	42
Gráfica 2. Comportamiento de la pérdida de carga total operando a 5 m/h, 3.5 m/h y 2.0 m/h	43
Gráfica 3. Velocidad de sedimentación de partículas en las tres carreras de filtración	45
Gráfica 4. Curvas de frecuencia relativa acumuladas del hierro total Vf: 5 m/h	50
Gráfica 5. Curvas de frecuencia relativa acumuladas del hierro disuelto Vf: 5 m/h	51
Gráfica 6. Curvas de frecuencia relativa acumuladas del Manganeso Vf: 5 m/h	52
Gráfica 7. Comportamiento del cloro Vf: 5 m/h.	52
Gráfica 8. Curvas de frecuencia relativa acumulada de hierro total, Vf: 3.5 m/h	56
Gráfica 9. Curvas de frecuencia relativa acumulada de hierro disuelto, Vf: 3.5 m/h	56
Gráfica 10. Curvas de frecuencia relativa acumulada de Manganeso, Vf: 3.5 m/h	57
Gráfica 11. Comportamiento del cloro, Vf: 3.5 m/h	57
Gráfica 12. Curvas de frecuencia relativa acumulada de hierro total, Vf: 2 m/h	59
Gráfica 13. Curvas de frecuencia relativa acumulada de hierro disuelto, Vf: 2 m/h	60
Gráfica 14. Curvas de frecuencia relativa acumulada de manganeso, Vf: 2 m/h	60
Gráfica 15. Comportamiento del cloro para Vf: 2 m/h	61
Gráfica 16. Modelos de costos directos de construcción para un FGA.....	68
Gráfica 17. Modelo de costos administración, O&M a VPN anuales	69
Gráfica 18. Eficiencia del colector para los diferentes mecanismos de transporte (Vf: 5m/hm, concentración 4.2 mg/L Fe)	71
Gráfica 19. Eficiencia neta por adherencia (n_a) para la diferentes relaciones C/C_0 de hierro, a) Vf 5 m/h, concentración de hierro aplicada, 4.2 mg/L; b) Vf 3.5m/h, concentración de hierro aplicada, 5.7 mg/L; c) Vf 2 m/h, concentración de hierro aplicada, 9.7 mg/L	73
Gráfica 20. Eficiencia específica de los filtros λ para los diferentes depósitos específicos δ : a) Vf 5 m/h, concentración de hierro aplicada, 4.2 mg/L; b) Vf 3.5m/h, concentración de hierro aplicada, 5.7 mg/L; c) Vf 2.5 m/h, concentración de hierro aplicada, 9.7 mg/L.....	74
Gráfica 21. Eficiencia de remoción del hierro total y disuelto	78
Gráfica 22. Eficiencia total en tres etapas de filtración para el hierro total y disuelto	79
Gráfica 23. Eficiencia de remoción del Manganeso	79
Gráfica 24. Eficiencia de remoción del Manganeso en función de la velocidad de filtración	80
Gráfica 25. Correlación entre el hierro total y el color aparente del agua en las tres evaluaciones ..	82

LISTA DE FOTOGRAFIAS

Pág.

Foto 1. Formación de partículas después del proceso de oxidación con cloro.....	53
Foto 2. Grava 1" – ¾" a) limpia b) sucia.....	54
Foto 3. Grava ¾" – ½" a) limpia b) sucia.....	54
Foto 4. Grava ½" – ¼" a)limpia b) sucia.....	54
Foto 5. Grava ¼" - 1/8", a) limpia y b) sucia	55
Foto 6. Grava 1/8" – 1/16" a) limpia y b) sucia.....	55

1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años se observa una mayor tendencia al aprovechamiento de los recursos hídricos subterráneos debido a la escasez y contaminación provocada en las aguas superficiales, por las descargas directas de aguas residuales municipales. Países como Estados Unidos, Argelia, Túnez, Israel, Libia, Inglaterra y México, entre otros, usan el agua subterránea para distintos fines y con características diferentes (Velasco, 2000). Para la zona rural de Colombia las fuentes subterráneas representan el 50% del agua dulce disponible (Mosquera, *et. Al*, 2002), siendo importante frente a la degradación de las aguas superficiales por la contaminación y los efectos de la variabilidad climática. Su aprovechamiento se realiza en ciudades como Buga, Sincelejo, San Andrés, Santa Marta, Duitama, Villavicencio, Tunja, Funza y Facatativá, que suplen sus acueductos en todo o en parte con el recurso hídrico subterráneo (Velasco, 2000).

En el Valle del Cauca, el déficit del recurso hídrico en algunas zonas, ha motivado al sector público y privado del departamento a mirar el aprovechamiento de las aguas subterráneas mediante la construcción de pozos profundos, como alternativa de solución para el abastecimiento (Ascuntar, 2007). Actualmente, existen 12.000 sistemas rurales inventariados, pero se estima un total de 20.000 y entre el 20-30 % de ellos usan agua subterránea.

El agua subterránea es de mejor calidad en términos de turbiedad que las fuentes superficiales, sin embargo pueden contener hierro y manganeso, en forma soluble o insoluble generando problemas de olor, color y sabor (Di Bernardo, *et. Al*, 2008). El hierro y el manganeso están asociados a problemas estéticos y operacionales; si no son removidos en los sistemas de tratamiento generan incrustaciones en las tuberías, manchas en la ropa y en los aparatos sanitarios, y contribuyen a la formación de biopelículas en las redes de distribución incrementando los riesgos microbiológicos (Petrusevki, 2003). La concentración máxima que permite las normas de calidad de agua (Resolución 2115 de 2007) en Colombia para el Fe y Mn son de 0.3 y 0.1 mg/L, respectivamente, orientadas a proteger la infraestructura y prevenir reposiciones prematuras.

En regiones como el Valle del Cauca, el 85% de los pozos presentan problemas de hierro y manganeso, con concentraciones entre 0.6 y 5 mg/L (Medina, 1995) y menos de 1 mg/L, respectivamente. El 79 % de los pozos existentes, se utilizan para la agricultura, (Ascuntar, 2007), por lo que el mejoramiento de su calidad contribuye no solo al suministro para consumo humano, sino también para la agricultura, haciendo posible su aplicación para uso múltiple del agua.

Con respecto a las tecnologías de potabilización, lo que se conoce es que la remoción tradicional de hierro y manganeso del agua, se realiza por medio de una reacción de oxidación, seguido de la precipitación de los hidróxidos insolubles. Este tratamiento es delicado y muchas veces no logra remover el hierro y el manganeso hasta las concentraciones deseadas, y por lo tanto, se presentan en el efluente final en concentraciones que superan las normas de calidad del agua para sistemas de abastecimiento. La oxidación es más difícil de aplicar en aguas subterráneas relativamente blandas, que en aguas duras (Mouchet, *et. Al*, 1997).

En la actualidad existen tecnologías para la remoción del hierro y manganeso que pueden ofrecer eficiencias de remoción superiores al 80% y que han sido estudiados a escala laboratorio o a escala piloto, proporcionando una buena cantidad de información, en torno a las diferentes alternativas de tratamiento que pueden implementarse (Hartmann, 2001). Las tecnologías más aplicadas son aquellas que combinan la oxidación, precipitación y filtración, siendo empleados diferentes oxidantes como el oxígeno, cloro, permanganato de potasio, dióxido de cloro, ozono, entre otros (Sommerfeld, 2000); sin embargo, el uso del cloro como oxidante seguido de unidades de filtración en medios gruesos operando en flujo ascendente, no ha sido estudiada ampliamente.

Conociendo el panorama en cuanto al aprovechamiento de las fuentes subterráneas especialmente para consumo y considerando las limitaciones de ser utilizadas para el abastecimiento por la presencia de hierro y manganeso y en general de otros usos, como el agrícola o el industrial, el presente trabajo de investigación se centra en: 1) Analizar el impacto de la velocidad de filtración para diferentes etapas de FGAC en función de la concentración inicial de hierro y manganeso con oxidación con cloro, precisando las variables de proceso más influyentes en el tratamiento, 2) Identificar los requerimientos operativos y económicos para la implementación del sistema de tratamiento, 3) Proponer una matriz de selección de tecnología para la remoción de hierro y manganeso para la FGAC con oxidación con cloro.

2. ANTECEDENTES

Las aguas subterráneas son la fuente de agua potable para la mitad de la población mundial. El fácil acceso a dicho recurso ha facilitado la disponibilidad de agua potable a amplios sectores de la población mundial y ha sido particularmente importante en países en vías de desarrollo. En algunas zonas, la dependencia de las aguas subterráneas como fuente de agua potable es mucho mayor, particularmente en áreas rurales y de población dispersa sin acceso a redes de distribución. En Estados Unidos más del 80% de la población se abastece de pozos. En la zona rural de la India, el 80% de la población cubre sus necesidades domésticas con aguas subterráneas. En España, el 22% de los municipios de más de 20.000 habitantes se abastecen de aguas subterráneas, mientras que al menos el 70 % de los municipios menores utilizan las aguas subterráneas como fuente de agua potable (Minambiente, 2006).

Los mayores incrementos en las últimas décadas en la utilización de aguas subterráneas se han producido en países en vías de desarrollo con clima árido o semiárido, como, por ejemplo, Arabia Saudí, Egipto, Libia o Túnez. (Fornils *et al*, 2001). Morris *et. Al*, 2003, reporta que en la actualidad, el volumen de agua subterránea extraída a escala mundial se estima en torno a los 600 o 700 Km³/año, de los que aproximadamente el 70 % están destinados a usos agrícolas, el 25 % a usos urbanos y un 5 % a usos industriales.

En el Valle del Cauca – Colombia, la mayor demanda de agua subterránea se presenta en los municipios de Palmira, Candelaria y el Cerrito, en los cuales se bombea aproximadamente el 50% del agua aprovechada en el Departamento (Campo, 2001). Los pozos que aprovechan acuíferos entre 60 y 150 m de profundidad (Unidad A), presentan limitaciones, por la presencia de hierro, manganeso y dureza (Ascuntar, 2007). Los municipios afectados por la presencia de hierro y manganeso entre 0.3 y 5 mg/L, corresponden a Jamundí, la parte sur del municipio de Candelaria; el norte del municipio de Cartago, el sector oriental del municipio de Zarzal y los municipios de Cali, Florida, Pradera, Tuluá y Palmira (Ascuntar, 2007), siendo necesario el tratamiento del agua antes de su consumo para evitar aparición de manchas en la ropa, en los aparatos sanitarios, coloración del agua de amarillo a café oscuro, interferencia en los procesos industriales como la fabricación de papel, obturación de sistemas de riego, incrustación y obstrucción de las tuberías de conducción y distribución favoreciendo el desarrollo de biopelículas que alteran la calidad microbiológica del agua y cambian los factores hidráulicos de operación de la red; rugosidad, velocidad, caudal y presión (Muñoz, *et. Al*, 2007, Sobsey, 2002 y Smet, 2002). Prevenir la generación de depósitos en las paredes de los tubos, es de vital importancia para prevenir daños en la infraestructura, cuyos costos de reposición representan entre 25-55 % de los costos totales de un sistema de abastecimiento.

Es así como la selección de tecnología acorde con la calidad de la fuente, la facilidad de operación y mantenimiento y los costos, es clave para garantizar la sostenibilidad de los sistemas de tratamiento diseñados y construidos. Entre las tecnologías más conocidas se tienen: 1) los sistemas biológicos que combinan la aireación y filtración por goteo o micro-filtración (Tekerekopoulou, *et.al*, 2007), 2) los filtros con membranas de celulosa o greensand, lechos filtrantes que requieren del uso de sustancias químicas como el ácido nítrico para su mantenimiento (Ellis, 2000), 3) la oxidación con permanganato de potasio, que también presenta buenos resultados en función de la remoción del

hierro y el manganeso, pero es de uso restringido, altamente nocivo para la salud y de elevado costo (Di Bernardo, *et.al*, 2008).

El uso de cloro como oxidante representa entonces un alivio importante en los costos de operación de los sistemas de tratamiento, puesto que es utilizado normalmente en la mayoría de los acueductos rurales. De otro lado la experiencia del Instituto Cinara con el desarrollo de la filtración en múltiples etapas, FiME, indica que las unidades FGAC operando con velocidades menores a 0.6 m/h, logran eficiencias entre el 50 – 90 %, para remoción del hierro y el manganeso presente en fuentes superficiales o subterráneas, respectivamente (Sánchez, *et. Al*, 2006); sin embargo la mayor limitación al aplicar el criterio de la velocidad de filtración para agua subterránea lo representa la mayor área de filtración y los costos de inversión de inicial.

Teniendo en cuenta que en agua subterránea los riesgos microbiológicos son menores que en agua superficial y que el impacto de la turbiedad y los sólidos suspendidos también disminuyen, entonces el estudio del incremento en la velocidad de filtración puede hacer atractiva la aplicación de la filtración en gravas para la remoción de hierro y manganeso en agua subterránea. Adicionalmente las unidades se pueden proyectar en serie, aplicando el concepto de multibarrera y tratamiento integrado dado que la calidad de las fuentes subterráneas puede presentar valores altos que hacen necesario la proyección de varias unidades hasta alcanzar los valores de las guías de hierro y manganeso, para consumo humano.

El sistema de oxido – filtración en gravas para remover hierro y manganeso, puede ser una tecnología viable para ser implementada y garantizar agua apta para consumo, así como para el uso agrícola, e industrial. Los criterios de selección de la tecnología se fundamentan en la operación con velocidades de filtración entre 3 y 7 veces más altas que la implementada en la filtración en múltiples etapas (FiME) minimizando los costos de inversión inicial, el uso de múltiples etapas de filtración en función de la concentración de hierro y manganeso afluente, la utilización de material filtrante de fácil adquisición a nivel local, la sencillez en la operación y mantenimiento y el aprovechamiento de la energía hidráulica para su operación. El insumo utilizado es el cloro líquido que puede ser de fácil manejo las comunidades rurales y los costos de operación y mantenimiento son bajos porque se puede trabajar con personal de las comunidades rurales con bajo nivel de escolaridad, previamente capacitado.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo General

Evaluar a escala piloto la remoción de hierro y manganeso por oxidación con cloro seguido de filtración en gravas de flujo ascendente en múltiples etapas, FGAME.

3.2 Objetivos Específicos

- ❖ Analizar el impacto de la velocidad de filtración para diferentes etapas de filtración en función de la concentración inicial de hierro y manganeso con oxidación con cloro, precisando las variables de proceso más influyentes en el tratamiento.
- ❖ Identificar los requerimientos operativos y económicos para la implementación del sistema de tratamiento.
- ❖ Proponer preliminarmente las fases requeridas de filtración para la remoción de hierro y manganeso para la FGAME con oxidación con cloro.

4. REVISIÓN DE LITERATURA

Según los estimativos del IDEAM, 2003, con base en la evaluación de los rendimientos hídricos de las 45 unidades hidrográficas del territorio nacional, la oferta hídrica total supera los 2000 kilómetros cúbicos al año correspondientes a 57.000 m³/año/habitante. En cuanto a la oferta neta, en la cual se incorporan reducciones tanto por alteración de la calidad como por regulación natural, se alcanza apenas los 1,260 Km³ que corresponden a una disponibilidad de 34,000 m³/año/habitante (IDEAM, 2003). En Colombia, las fuentes subterráneas representan aproximadamente el 50%, del agua dulce disponible en el territorio Nacional (Mosquera, *et. Al*, 2002), lo cual demuestra el potencial de uso de estas fuentes, como una alternativa viable frente a la fuerte degradación que sufren las aguas superficiales. En Colombia, las aguas subterráneas son un recurso hídrico de gran importancia, incluso en algunas zonas rurales del país esta es la única fuente de suministro. Se estima que el 70% de las aguas subterráneas extraídas en Colombia provienen del Valle del Cauca y que el 7 % de las localidades rurales del Valle se abastecen de estas fuentes (Ascuntar, 2007).

El inventario más reciente de los pozos perforados en el Valle del Cauca realizado por la CVC, se realizó en el año 2007, en el cual se identifica que de 1344 pozos perforados activos, 1069 pozos que corresponden al 79 % del total son utilizados por el sector agrícola, principalmente para el riego de cultivos de caña de azúcar en un área estimada de 122.000 hectáreas, el 8 % de los pozos perforados es usado por las industrias y el 13 %, que corresponde a 106 pozos construidos, son utilizados para abastecimiento público, de los cuales se extraen aproximadamente 2211 L/s (Ascuntar, 2007). La Tabla 1, muestra en detalle el número de pozos perforados y el caudal estimado que ellos suministran de acuerdo a su uso.

Tabla 1. Inventario de Pozos según usos, en el Valle Geográfico del Río Cauca

USO	CAPACIDAD INSTALADA		PROMEDIO ANUAL		AREA DE ATENCION
	NUMERO DE POZOS	L/s	m ³	%	
DOMESTICO	106	2211	5171.6	1	106 Comunidades (1' 000.000 hab)
INDUSTRIAL	169	3058	16883.8	4	122 industrias
RIEGO	1069	86763	435148.5	95	122000 Has
TOTAL	1344	92032	457203.9	100	---

Fuente: Ascuntar, 2007

De los 106 pozos construidos en el Valle del Cauca para el abastecimiento público, la mayor demanda de agua subterránea se presentan en los municipios de Palmira, Candelaria y el Cerrito; en estos tres municipios se bombea aproximadamente el 50 % del agua aprovechada en el Departamento (demanda anual en los últimos cinco años entre 400 y 500 millones de m³). Al Norte del Departamento el aprovechamiento del agua subterránea es menos intensivo, sin embargo en los últimos años se ha incrementado la construcción de pozos para el riego de cultivos de caña de azúcar en los municipios de Obando y Cartago, y hay una demanda importante de aguas subterráneas para abastecimiento en los municipios de Tuluá, Roldanillo, la Unión, Toro y La Victoria (Mosquera, *et. Al*, 2002).

4.1 Calidad del agua y su efecto

La presencia de hierro y manganeso, es atribuible a la solución de rocas y minerales, principalmente óxidos que contienen estos metales. El hierro se encuentra en los minerales con silicatos de las rocas ígneas, así como en varios otros óxidos. El manganeso se encuentra menos en las rocas ígneas, aunque los compuestos de manganeso son más solubles. La solución de los minerales que contienen estos metales en el agua se atribuye a la acción del dióxido de carbono (CO_2), el cual se presume se genera por la descomposición bacteriana de la materia orgánica que se filtra por el suelo en condiciones anaeróbicas produciendo formas de Fe^{+2} y Mn^{+2} (Fair, *et al*, 1984). La transformación a sustancias insolubles se produce cuando se extrae el agua subterránea de los pozos, y ésta llega a la superficie donde está expuesta al aire, creando un ambiente de oxidación, liberando el CO_2 y el H_2S . Las formas de hierro y manganeso solubles, se transforman a formas estables de estos metales que son insolubles (Fe^{+3} y Mn^{+3}) y eventualmente precipitan (Fair, *et.al*, 1984).

Las aguas de pozos contienen mayores concentraciones de hierro y manganeso que las aguas superficiales, debido al bajo PH, a la alta concentración de CO_2 y al escaso contenido de oxígeno disuelto (Campo, 2001). A continuación se realiza una descripción de los dos metales de interés y su efecto en la salud.

4.1.1 El Hierro

El Hierro es el cuarto elemento más abundante en la tierra y es un constituyente normal del organismo humano (forma parte de la hemoglobina) y diariamente los humanos necesitamos entre 10 y 50 mg/día, los cuales son absorbidos en su mayoría por el duodeno y el tracto superior del yeyuno. La absorción en el cuerpo humano depende de cada individuo y el exceso es expulsado en las heces, la exfoliación de las células de la piel, la orina y el sudor (<http://www.monografias.com/trabajos/geohidro/geohidro.shtml>. Composición de las Aguas Subterráneas). Por lo general, sus sales no son tóxicas en las cantidades comúnmente encontradas en las aguas naturales. La presencia de hierro puede afectar el sabor del agua, producir manchas indelebles sobre los artefactos sanitarios y la ropa blanca. También puede formar depósitos en las redes de distribución y causar obstrucciones, así como alteraciones en la turbiedad y el color del agua (Sobsey, 2002).

Las sales solubles de hierro son, por lo general, ferrosas (Fe^{+2}) y la especie más frecuente es el bicarbonato ferroso $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$. Este metal en solución contribuye con el desarrollo de microorganismos que pueden formar depósitos molestos de óxido férrico en la red de distribución. Por consideraciones de sabor y debido a que los tratamientos convencionales pueden eliminar el hierro en estado férrico pero no el hierro soluble Fe^{+2} , las guías de calidad de la WHO, 2004, recomiendan que en las aguas destinadas al consumo humano no se sobrepase 0.3 mg/L de hierro.

Las aguas subterráneas exhiben concentraciones de hierro algo superiores a las de las aguas superficiales y casi siempre en forma Fe^{+2} , por su relativo déficit en oxígeno. De acuerdo con Ioannis, 2004, las especies de hierro tienen la habilidad para ser oxidadas o reducidas y por lo tanto de ser precipitadas o disueltas. El área superficial de las fases sólidas de Fe [(II), (III), hidróxidos] y sus reacciones químicas facilitan la adsorción de diversos solutos, lo cual es una de las causas de la

interdependencia del ciclo del hierro con el de muchos otros elementos, sobre todo con los metales pesados. Una vez oxidado el Fe^{+3} será hidrolizado para formar óxidos y oxihidróxidos (Ioannis, 2004). Cuando no existe un sistema de tratamiento para fuentes subterráneas con hierro es común que se presente procesos biológicos por la presencia de la aireación natural, la cual es aprovechada por ciertas bacterias que transforman el hierro, y favorecen el crecimiento de las ferrobacterias.

4.1.2 Manganeseo.

Es uno de los más importantes metales en la tierra debido a su alta difusión en la naturaleza. Es el quinto elemento más abundante en la superficie de la tierra y el segundo elemento de transición más abundante después del hierro existiendo en siete estados redox diferentes; en la naturaleza es muy común encontrarlo en estado de oxidación II, III ó IV (Asís, 1992). La oxidación del Mn^{+2} es, sin embargo, sensitiva al PH y si es alto, la oxidación inorgánica procede más rápido. La habilidad de los óxidos de Mn para adsorber cationes es elevado, es decir que si la oxidación del Mn^{+2} ocurre, existe la posibilidad de que otros metales como el Co, Cu, etc., sean removidos por adsorción a las superficies (Asís, 1992).

El manganeso en el agua puede estar disuelto, como coloide o asociado a materias orgánicas que lo estabilizan fuertemente, dificultando su eliminación. En las aguas subterráneas se encuentran como Mn^{+2} disuelto bajo condiciones anaerobias (Avendaño, 2004). En agua potable pequeñas cantidades de manganeso (≤ 0.2 mg/l) propician la vida de bacterias manganésicas en la red de distribución. En aguas bien oxigenadas no presenta alta concentración pues los compuestos allí existentes (Mn^{+4} , Mn^{+6}) son relativamente poco solubles, las sales de Mn^{+2} si tienen mayor solubilidad comparadas con el Mn^{+4} y Mn^{+6} , pero en medios aireados se oxidan precipitando oxihidróxidos (AWWA, 2002).

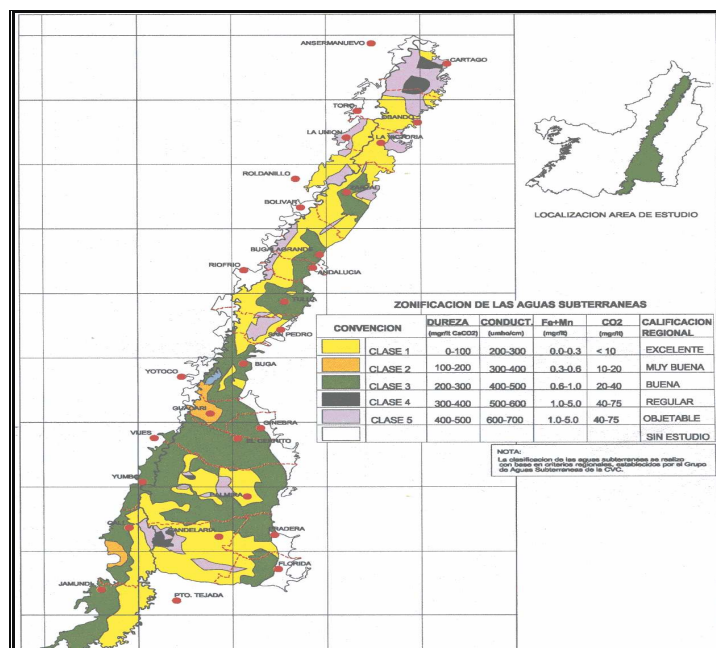
4.1.3 La calidad de las fuentes subterráneas en el Valle del Cauca

El 85% de las fuentes subterráneas utilizadas para el abastecimiento de agua en el Valle del Cauca presentan problemas de hierro y manganeso, con concentraciones entre 0.6 y 5.0 mg/L (Medina, 1995) y 1 mg/L, respectivamente, (Ver Figura 1). Las zonas, en donde el agua subterránea presenta el más bajo contenido de hierro y manganeso (> 0.3 mg/l), se localizan principalmente en los municipios de Palmira (exceptuando el sector Palmira-Manuelita), El Cerrito, Ginebra y Guacarí y en el sector oriental los municipios de Buga, Yumbo y Vijes (Ascuntar, 2007).

Las zonas con concentraciones de hierro y manganeso en el agua subterránea, desde 0.3 hasta 1.0 mg/l, se localizan en el municipio de Cali, con excepción del Hormiguero, y el sector sur de Palmira (Ascuntar, 2007).

Las zonas con más alto contenido de hierro y manganeso en las aguas subterránea en el Valle del Cauca (entre 1.0 y 5.0 mg/l) se localizan en casi la totalidad del municipio de Jamundí, Candelaria, el Hormiguero, el norte del municipio de Cartago y al oriente del municipio de Zarzal (Ascuntar, 2007); siendo esta zona de alto aprovechamiento del recurso en actividades agrícolas.

Figura 1. Mapa de Calidad de las Aguas Subterráneas



Fuente: Medina, 1,995 y Ascuntar, 2007

Los principales problemas asociados al Fe y Mn son: la incrustación y obstrucción de las tuberías, válvulas y medidores, aparición de manchas en la ropa, en los aparatos sanitarios, coloración del agua de amarillo a café oscuro, incidencia en el incremento de la turbiedad e interferencia en los procesos industriales. Estos factores disminuyen la vida útil de los pozos, incrementan los costos de operación y mantenimiento, aumentan la fricción en las líneas de distribución y hacen que las bombas consuman más energía. Por el color, sabor y olor varias comunidades rechazan el agua subterránea como fuente de suministro asociándole a veces enfermedades estomacales y cutáneas.

4.2 Tecnología para Remoción de Hierro y Manganeso

La selección de la tecnología de tratamiento debe estar acorde con la calidad de la fuente, la facilidad de operación y mantenimiento y los costos, para garantizar la sostenibilidad de los sistemas diseñados y construidos. El sistema de oxido – filtración en gravas para remover hierro y manganeso, puede ser una tecnología viable para ser implementada y garantizar agua apta para consumo, así como para el uso agrícola, adicionalmente, puede disminuir interferencias en procesos industriales y prolongar la vida útil de la infraestructura, especialmente tuberías, válvulas, hidrantes y sistemas de bombeo.

De acuerdo con Galvis *et al*, 1999, el conocimiento de la naturaleza y de los niveles de la contaminación presente en el agua subterránea o superficial, permiten identificar el conjunto de soluciones tecnológicas para el tratamiento del agua. En general, cada una de estas soluciones

deben satisfacer dos conceptos fundamentales: 1) el de multibarrera o de múltiples etapas y, 2) el de tratamiento integrado.

4.2.1 Concepto de multibarrera

Según este concepto se debe tener más de una etapa de tratamiento para producir agua apta para consumo humano, removiendo progresivamente los contaminantes del agua cruda y produciendo agua potable. Idealmente, se debe obtener agua de bajo riesgo sanitario antes de la etapa final de tratamiento, la cual se convierte entonces en una barrera de seguridad (Spielman, 1970; Galvis, et. Al, 1993). La desinfección es normalmente esta última línea de defensa y para que ella sea efectiva se requiere que las barreras o etapas previas eliminen los microorganismos patógenos y las sustancias que puedan interferir en el proceso de desinfección.

4.2.2 Tratamiento integrado

De acuerdo con el concepto de tratamiento integrado, las posibilidades y las limitaciones de cada etapa o barrera para remover los distintos tipos de contaminantes deben ser cuantificadas y balanceadas, de tal manera que todos los contaminantes puedan ser removidos eficientemente (Galvis, *et.al*, 1993).

4.2.3 Tecnologías de Tratamiento

Las tecnologías para la remoción del hierro y el manganeso, consisten en una combinación de un sistema de oxidación, seguido de unidades de filtración y requieren de:

- 0. Un oxidante químico, como el cloro o el permanganato de potasio.
- b) Adición de una base para elevar el PH y hacer efectiva la remoción de los metales. El manganeso tiene una velocidad de oxidación lenta vía el O_2 (ac), por lo tanto esta técnica no es muy efectiva para la remoción de Mn^{+2} , excepto a valores de PH mayores de 9.5 (Sobsey, 2002).
- c) Adición de coagulante o floculante para mejorar la remoción del manganeso (Mouchet, *et al.*, 1997). Los principales oxidantes utilizados se describen a continuación en la Tabla 2.

Tabla 2. Principales oxidantes utilizados para la remoción de hierro y manganeso

Oxidante	Consideraciones
Oxígeno	Los métodos: cascadas, fuentes, conos aireadores y bandejas de aireación (Taricska, <i>et.al</i> , 2008).
Cloro	Se usa como hipoclorito de sodio, hipoclorito de calcio o gaseoso. El hipoclorito de sodio es usualmente el oxidante más conocido, por su relativo bajo costo y por la facilidad de manipulación. Como oxidante, este químico trabaja con el mismo principio que el ión hipoclorito, OCL^- , formado en la desinfección. La aplicación del cloro se puede realizar con ayuda de una bomba dosificadora o con un hipoclorador de cabeza constante (Carlson, 1998). Inhibe el crecimiento de bacterias del hierro e inicia la oxidación del hierro y el manganeso.

Oxidante	Consideraciones
	De acuerdo con S��ller, 2004, el material floculado que se forma (fl��cs pequeños y débiles) luego de la reacción entre los iones hidróxidos y el cloro, produce cloruro férrico el cual es rápidamente hidrolizado como hidróxido férrico, los cuales pueden ser removidos por filtración. En el caso de los iones de manganeso, la oxidación con el cloro permite la formación de dióxido de manganeso el cual tiene la propiedad de adherirse a la superficie.
Permanganato de potasio (KmnO₄)	Es un fuerte agente oxidante y tanto sólido como en solución acuosa presenta un color violeta intenso. El permanganato violeta reduce al catión Mn ⁺² , incoloro, en soluciones ácidas. En soluciones neutras, el permanganato sólo se reduce a MnO ₂ , un precipitado marrón en el cual el manganeso tiene su estado de oxidación Mn ⁺⁴ . En soluciones alcalinas, se reduce a su estado Mn ⁺⁶ , dando K ₂ MnO ₄ (WHO, 2004). Knocke <i>et.al</i> , 1997, recomienda el uso de permanganato de potasio para restablecer la capacidad de absorción de intercambiadores como la arena verde o "Greensand", utilizada en filtros a presión.
Ozono	El interés de las aplicaciones del ozono en el tratamiento del agua es debido tanto a sus características oxidantes y especialmente energéticas, aprovechadas para degradar o eliminar ciertas sustancias orgánicas o minerales no deseables, como a su extremado poder bactericida; sin embargo es costoso y necesita de equipos y requerimiento de personal técnico para su manejo. (http://www.pHys.virginia.edu/education/outreach/8thgradesol/ChemicalChg.htm).

Algunas consideraciones acerca de las tecnologías más comunes para remover hierro y manganeso se describen en la Tabla 3. Las tecnologías dependen de la concentración del hierro y el manganeso, y las alternativas de tratamiento van desde barreras biológicas con aplicación de cloro para protección de la calidad del agua en la red de distribución, hasta tecnologías de ciclo completo.

Tabla 3. Tecnologías para Remover Hierro y Manganeso

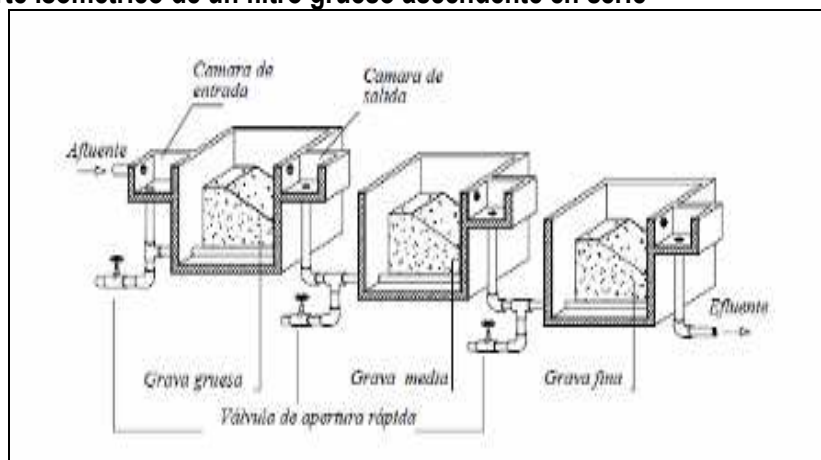
TECNOLOGÍA	DESCRIPCION
TRATAMIENTOS SIN QUIMICOS	
Aireación, Filtración Gruesa, Filtración Rápida	- La velocidad de reacción depende del pH. Para la remoción del hierro el rango de pH óptimo está entre 6.5 y 7.2 y para el Manganeso está entre 7.5 y 8.5 (Petrusevski, 2003). - Si hay manganeso presente, el PH mínimo recomendado es de 9.5. Por debajo de ese nivel de pH, la oxidación del manganeso se vuelve bastante lenta. En agua con bajos niveles de pH y de alcalinidad, podrá ser necesario agregar materiales alcalinos suplementarios, tales como hidróxido de sodio o una barrera adicional si la concentración de manganeso es mayor a 1 mg/L (Petrusevski, 2003). - Debido a que la oxidación del hierro y manganeso no es instantánea, se aconseja utilizar un tanque de contacto que permita el tiempo de permanencia para que la oxidación y precipitación sean completas. El tiempo de contacto puede estar entre 5 y 15 minutos (Petrusevski, 2003). - La concentración de Oxígeno disuelto óptima para el Fe es baja ya que las bacterias involucradas son microaerófilas.

TECNOLOGÍA	DESCRIPCION
	Para la remoción de manganeso debe ser mayor a 5 mg/l (Mouchet, <i>et. Al</i>, 1997). - La velocidad de filtración recomendada para los filtros gruesos ascendentes está entre 0.3 y 0.7 m/h y para el filtro rápido descendente 12 – 16 m/h. - Las eficiencias de remoción de hierro y manganeso están entre el 87 y el 97% (Pacini, <i>et.al</i>, 2005)
TRATAMIENTO CON QUIMICOS	
Cloración – FGAC	- Tiempo de reacción entre 15 y 30 minutos (Di Bernardo, <i>et. Al</i>, 2008) - Remoción de hierro y manganeso aproximadamente del 50 al 80 % (Galvis, <i>et al</i>, 1999) - El cloro es inestable cuando la turbiedad supera 2 UNT y hay microorganismos, por lo cual pueden requerirse mayores dosis para lograr una oxidación adecuada (Sommerrfeld, 2000 y Arboleda, 2000).
Aireación – Cloración – ciclo completo (Coagulación – floculación – sedimentación – filtración)	- Esta es una alternativa utilizada para aguas subterránea con problemas de hierro y manganeso en concentraciones superiores a 1 mg/l de Fe y Mn (Sommerrfeld, 2000 y Arboleda, 2000) - Eficiencias de remoción superiores al 50 % (Sommerrfeld, 2000 y Arboleda, 2000)
Filtración en medios acondicionados	- Los medios filtrantes acondicionados (greensand, birm, antrasand y pirolusita) remueven hierro y manganeso y su capacidad de regeneración, adsorción y filtración depende de la distribución de tamaño de la partícula, de su forma y de los precipitados de óxido de manganeso (Sommerrfeld, 2000 y Arboleda, 2000) - Normalmente se utiliza permanganato de potasio como agente oxidante, siendo este de costo elevado y requiere de un control estricto en su aplicación debido a su toxicidad (Sommerrfeld, 2000 y Arboleda, 2000) - Necesidad de regeneración de los lechos filtrantes lo que incrementa los costos de operación y mantenimiento. Eficiencia de remoción superior al 50 % (Sommerrfeld, 2000 y Arboleda, 2000)

4.2.4 Filtración en medios gruesos de flujo ascendente en serie (FGAS)

Los sistemas de filtración en gravas de flujo ascendente consisten de una o varias unidades que contienen grava en su interior. En sistemas conformados por una sola unidad, Filtración en gravas de flujo ascendente (FGAC) esta es empacada con lechos de grava de diferente tamaño en el rango de gruesa en el fondo, a fina en la superficie (Galvis, *et. Al*, 1999). En sistemas con más de una unidad, Filtración en gravas de flujo ascendente en serie (FGAS), cada módulo se llena con un tamaño de grava predominante que decrece en el sentido del flujo (Ver Figura 2).

Figura 2. Corte isométrico de un filtro grueso ascendente en serie



Fuente: Galvis, *et.al*, 1999

De acuerdo con Galvis *et al*, 1999, los filtros de flujo ascendente tienen la ventaja de favorecer la acumulación de sólidos en el fondo de las unidades; adicionalmente la dirección vertical del flujo reduce interferencias generadas por temperatura o diferencias de densidad del fluido, mejorando el comportamiento hidráulico de la unidad, evitando zonas muertas y produciendo tiempos de retención más homogéneos, factores que influyen en la eficiencia del proceso de tratamiento. Según Cleasby, 1978, el flujo de agua a través de un filtro a las tasas de filtración comúnmente empleadas, es hidráulicamente similar al flujo a través de un estrato poroso del suelo. En la Tabla 4 se presentan los tamaños y espesores de medio de grava más comúnmente empleados.

Tabla 4. Lecho filtrante recomendado para filtros gruesos ascendentes

Lecho Filtrante (mm)	FGAC	Altura (m)				
		FGAS 2		FGAME 3		
		1	2	1	2	3
19 – 25	0.30*	0.30*		0.30*	0.20*	
13 – 19	0.20 – 0.30	0.30 – 0.45	0.20*	0.15	0.15*	0.15*
6 -13	0.15 – 0.20	0.30 – 0.45	0.15*	0.45 – 0.75	0.15*	0.15*
3 – 6	0.15 – 0.20		0.30 – 0.45		0.40 – 0.70	0.15*
1.6 – 3	0.10 – 0.20		0.25 – 0.40			0.45 – 0.75
Total (m):						
• Lecho de soporte*	0.30	0.30	0.35	0.30	0.50	0.45
• Lecho Filtrante	0.60 – 0.90	0.60 – 0.90	0.55 – 0.85	0.60 – 0.90	0.40 – 0.70	0.45 – 0.75

Fuente: Galvis, *et.al*, 1999

4.3 Teoría de la filtración

El objetivo básico de la filtración es separar las partículas y microorganismos objetables contenidos en el agua o que no fueron retenidos en procesos preliminares como la coagulación, floculación y sedimentación de sistemas de tratamiento de ciclo completo (Arboleda, 2000).

El agua que entra a un filtro, contiene una variedad de partículas en suspensión. Su tamaño puede variar desde flóculos relativamente grandes de 1 mm de diámetro hasta coloides, bacterias y virus con tamaños inferiores a 10^{-3} mm. Todo este conjunto queda retenido en el lecho filtrante, preferiblemente adherido a la superficie de sus granos formando una película alrededor de ellos, cuya resistencia al esfuerzo cortante producido por la fuerza del arrastre del flujo, es función de la magnitud de las fuerzas que mantienen pegadas a las partículas de cada elemento del medio granular (Camp, 1964, Craft, 1966).

La filtración puede efectuarse con baja carga superficial (filtros lentos con una velocidad de filtración entre 0.15 y 0.3 m/h) o con alta carga superficial (filtros rápidos con una velocidad de filtración entre 5 y 15 m/h), en medios porosos (pastas arcillosas, papel de filtro), o en medios granulares (gravas, arena, antracita, o combinados), con flujo ascendente o descendente y finalmente operar a presión o por gravedad, según sea la magnitud de la carga hidráulica que exista sobre el lecho filtrante (Arboleda, 2000).

Para el estudio de las eficiencias de remoción se han seguido varios modelos: uno de ellos es conocido como el “análisis de trayectorias”, en el cual, el lecho filtrante se aproxima a un conjunto de colectores, donde la eficiencia de remoción de turbiedad, color y microorganismos, se estima como la fracción de partículas que llega a un colector y hace contacto con él (Haarhoff y Cleasby, 1991).

Por su parte Yao *et al*, 1971 y Amirtharajah, 1972, afirman que el mejoramiento de la calidad del agua en las unidades de filtración se debe a procesos de naturaleza física, química y biológica, considerando en general dos mecanismos asociados a la filtración:

- El transporte de las partículas dentro de los poros y
- La adherencia a los granos del medio,

Estos mecanismos ocurren en dos etapas distintas pero complementarias. A continuación en la Tabla 5, se relaciona una breve descripción de los mecanismos.

Tabla 5. Mecanismos de la filtración

Tipo de mecanismo	Importancia
Tamizado o cernido	Las partículas que son muy grandes al pasar a través de los poros de los medios filtrantes son removidas por cernido o tamizado. Este mecanismo, principalmente tiene lugar en la superficie del lecho, donde la pérdida de carga está concentrada y es independiente de la tasa de filtración (Amirtharajah <i>et. Al</i> , 1972)
Transporte	Es clave para remover las partículas pequeñas que entran en los poros del filtro (Yao <i>et. Al</i> , 1971; Amirtharajah, 1971). En este mecanismo predomina la difusión, sedimentación, intercepción, inercia y acción hidrodinámica. Difusión: resulta del movimiento Browniano y puede ser significativo solo para diámetros de partícula $<1\mu\text{m}$ (Yao <i>et. Al</i> , 1971).

Tipo de mecanismo	Importancia
	Sedimentación: en este mecanismo las partículas suspendidas se separan de las líneas de flujo y les permite alcanzar los granos del medio filtrante. Es significativo para diámetros de partícula $>1\mu\text{m}$ (Yao <i>et. Al</i>, 1971) y juega un papel importante en la filtración debido al tamaño del área superficial en los granos disponible para la deposición. La densidad de las partículas y la temperatura son factores importantes en la sedimentación. La intercepción: ocurre cuando el movimiento de las partículas a lo largo de las líneas de flujo están lo suficientemente cerca del colector para que ocurra el contacto (se estima una distancia <0.5 del diámetro de la partícula). La intercepción ha sido considerada como un mecanismo de transporte, pero, algunos investigadores lo consideran como una condición de frontera por la adherencia resultante de la difusión y la sedimentación (Amirtharajah, 1971)
Adherencia	La adherencia puede involucrar atracción electrostática, fuerzas de London-van der Waals o interacciones químicas superficiales. Sin embargo, sobre la base de la experiencia con filtración rápida, no es claro como las partículas se adhieren finalmente y como pueden ser removidas efectivamente por los filtros gruesos o los filtros lentos sin el uso de coagulantes químicos. La mayoría de las partículas, así como la de los granos de arena, están cargados negativamente alrededor de un rango de PH neutro y esto puede limitar el papel de las fuerzas Van der Waals, las cuales requieren que las partículas estén prácticamente en contacto con la superficie del grano o del material previamente depositado (Haarhoff y Cleasby, 1991, Fair, <i>et.al</i>, 1984).

4.3.1 Teoría de la sedimentación

La calidad de los precipitados de hidróxido férrico y ferroso $[\text{Fe}(\text{OH})_3]$, generados por la oxidación del hierro son muy similares, vistos al microscopio consisten en muchas y pequeñas partículas cercanas a los $0.1\mu\text{m}$. Agrupados se asemejan a una masa gelatinosa y cada partícula individual aparece rodeada por esferas de agua. Estos hidróxidos precipitan formando masas gelatinosas impermeables que son difíciles de filtrar. Los precipitados de carbonatos (FeCO_3), también son muy similares entre ellos, pero muy diferentes de los precipitados de hidróxido, sus partículas cristalinas y largas tienen un tamaño de $5 - 100\mu\text{m}$ en diámetro, y los planos del cristal son muy evidentes y no se encuentran rodeados por gotas de agua (Olson y Twardowski, 1975)

En la sedimentación el número de Reynolds (Re), relaciona las fuerzas inerciales con las viscosas y se define como:

$$R_e = \left(\frac{Sxd}{\nu} \right) \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde: V, velocidad de sedimentación de una partícula (m/s)
 μ , viscosidad cinemática (m²/s),
d, diámetro de la partícula (m)
S, gravedad específica de las partículas

Para valores menores a 1, existe un predominio de las fuerzas de viscosidad, para valores mayores a 1, las fuerzas inerciales predominan sobre las viscosas y así mismo el valor del coeficiente de arrastre C_d tiene diferentes valores (Di Bernardo *et.al*, 2008). A continuación en la Tabla 6, se observa la relación entre la velocidad de sedimentación y el régimen de flujo.

Tabla 6. Relación entre la velocidad de sedimentación y el régimen de flujo

Número de Reynolds	Velocidad de sedimentación	C_d	Régimen	Ley aplicable
$10^{-4} < R_e < 0.2$	Ec. 2: $V_s = \frac{g(\rho_s - \rho) \cdot d^2}{18\mu}$	Ec. 3: $\frac{24}{Re}$	Zona de flujo laminar	Stokes
$0.2 < R_e < 500$ a 1.000	Solución gráfica según Figura 4	Ec. 4: $\frac{24}{Re} + \frac{3}{Re^{1/2}} + 0.34$	Zona de transición	Allen
500 a $1.000 < R_e < 2 \times 10^5$	Ec. 5: $V_s = 1.74x \left[\frac{(\rho_s - \rho) \cdot g \cdot d}{\rho} \right]^{1/2}$	0.44	Zona turbulenta	Newton

Fuente: Arocha, 1978

Para unidades de filtración en medios porosos se debe considerar la ecuación para determinar el número de Reynolds sugerida por Dinoy, 1971, según la ecuación 6.

$$Re = \left[\frac{\rho \cdot V \cdot k^{0.5}}{\mu} \right] \quad (\text{Ec. 6})$$

Donde:
 ρ : densidad fluido, g/cm³
V: Velocidad del fluido a través del medio poroso, cm/s
K: Permeabilidad del medio poroso, cm²
 μ : Viscosidad absoluta, g/cm-s

La permeabilidad del medio poroso se calcula mediante la ecuación 7, sugerida por Huisman and Wood, 1974.

$$K = 150x(0.72 + 0.028xT)x \left(\frac{Po^3}{(1 - Po)^2 x \phi^2 x d_s^2} \right) \quad (\text{Ec. 7})$$

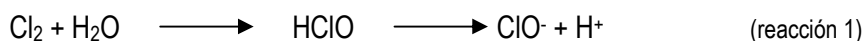
Donde:
T: temperatura del agua, °C
Po: porosidad del medio

$\emptyset$: factor de forma

d_s : diámetro medio de los granos del lecho filtrante, cm

4.4 Estequiometria y cinética de la reacción del hierro y el manganeso con el cloro

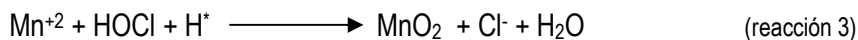
El cloro es el reactivo oxidante y desinfectante por excelencia en el tratamiento de agua. Cuando el cloro se disuelve en el agua en ausencia de metales o de cualquier otro contaminante reacciona según la reacción 1:



Sin embargo, según Petrusevski, 2003, si el cloro es utilizado como oxidante y el agua subterránea presenta hierro, dependiendo de la actividad de los iones hidróxidos los cloruros férricos formados son rápidamente hidrolizados como hidróxidos férricos y se produce la formación de dióxido de carbono, el cual eleva el PH; normalmente la reacción se produce dentro de un rango de PH entre 4 y 10, óptimo de 7 unidades (ver reacción 2).



Para la formación de los precipitados como dióxido de manganeso luego de la oxidación se requiere que la reacción se produzca a un PH entre 7 y 10 (óptimo de 9.5, ver Figura 3). A continuación se observa la reacción final del cloro con el manganeso:



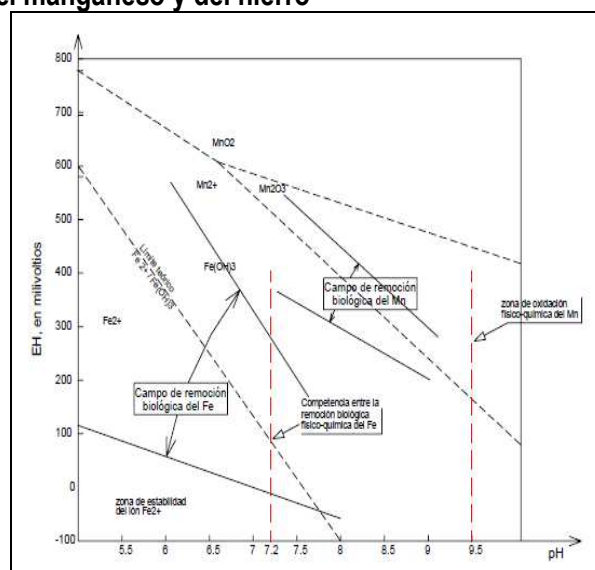
Al desarrollar la reacción 2 y 3, se tiene que:

1mg/l de hierro total en el agua cruda a tratar requiere de 3.2 mg/l de cloro como HOCL para precipitarlo (Petrusevski, 2003).

1.9 mg/l de cloro libre como HOCL son necesarios para oxidar 1 mg/l de manganeso presente en el agua cruda (Petrusevski, 2003).

Generalmente no es sencillo determinar el orden de una reacción química a partir de ecuaciones químicas comunes, ya que la ecuación cinética depende de la trayectoria o mecanismos de la reacción y no simplemente de los materiales iniciales y finales (Fair, *et.al*, 1984); sin embargo, la oxidación del hierro es rápida a PH 7 y mayores y para el manganeso (II) con cloro es rápida a PH 8.5 o mayores, como puede apreciarse en la Figura 3.

Figura 3. Oxidación del manganeso y del hierro



Fuente: Mouchet, 1995

El orden de la reacción se determina gráficamente mediante la solución de la ecuación de velocidad expresada mediante la ecuación diferencial 7 (Petrucci, *et.al*, 2003):

$$\frac{dX}{dt} = k([A]^0 - X)^n \quad (\text{Ec. 7})$$

Donde: $[A]^0$ concentración inicial
X: concentración transformada
K: constante de velocidad
t: tiempo de reacción
n: orden de reacción

Dependiendo del orden de la reacción la solución de la ecuación se realiza según las ecuaciones de la Tabla 7. La selección del orden de la reacción esta dado por el coeficiente R².

Tabla 7. Solución de la ecuación de velocidad según el orden de la reacción

	Utilizando $[A]^0$ y X	Utilizando $[A]^0$ y $[A]$
Orden 0	$X = k.t$	$[A] = [A]^0 - k.t$
Orden 1	$\ln \frac{[A]^0}{[A]^0 - X} = k.t$	$\ln \frac{[A]^0}{[A]} = k.t$
Orden 2	$\frac{1}{[A]^0 - X} - \frac{1}{[A]^0} = k.t$	$\frac{1}{[A]} - \frac{1}{[A]^0} = k.t$

Ec. 8

Ec. 9

Ec. 10

(Fuente: Petrucci, *et.al*, 2003)

4.5 Costos de la tecnología

El costo total de un sistema de tratamiento involucra tanto costos de inversión inicial como de operación y mantenimiento. A continuación se observa una descripción de esos costos.

4.5.1 Inversión inicial de capital

Una evaluación de los costos de construcción de diferentes tipos de filtros gruesos, con capacidad entre 1 y 10 L/s, y velocidades de filtración menores a 0.7 m/h, ubicados en Tanzania, Kenya, Indonesia y Australia, y experiencias en Colombia, de acuerdo con estudios del Instituto Cinara de la Universidad del Valle hasta 1997, con sistemas entre 2 y 25 L/s, mostró la siguiente distribución porcentual aproximada de los costos de construcción:

- Excavación y estructura: 70 %
- Medio filtrante: 20 %
- Tubería y accesorios: 10 %

Estos valores se pueden expresar mediante el siguiente modelo de costos:

$$C = Aq^b \quad (\text{Ec. 11})$$

Donde: C: es el costo de construcción;
Q: es la capacidad de la planta;
a: capacidad unitaria de la planta
b: menor que 1(indica la economía de escala)

4.5.2 Costos de operación y mantenimiento (O&M)

Los factores con un efecto importante en los costos de operación, mantenimiento y administración en un sistema de tratamiento de agua son los siguientes:

- Costos de mano de obra
- Costos de los insumos (nacionales e importados)
- Requerimientos de mantenimiento
- Costos de energía y regulaciones de la calidad del agua

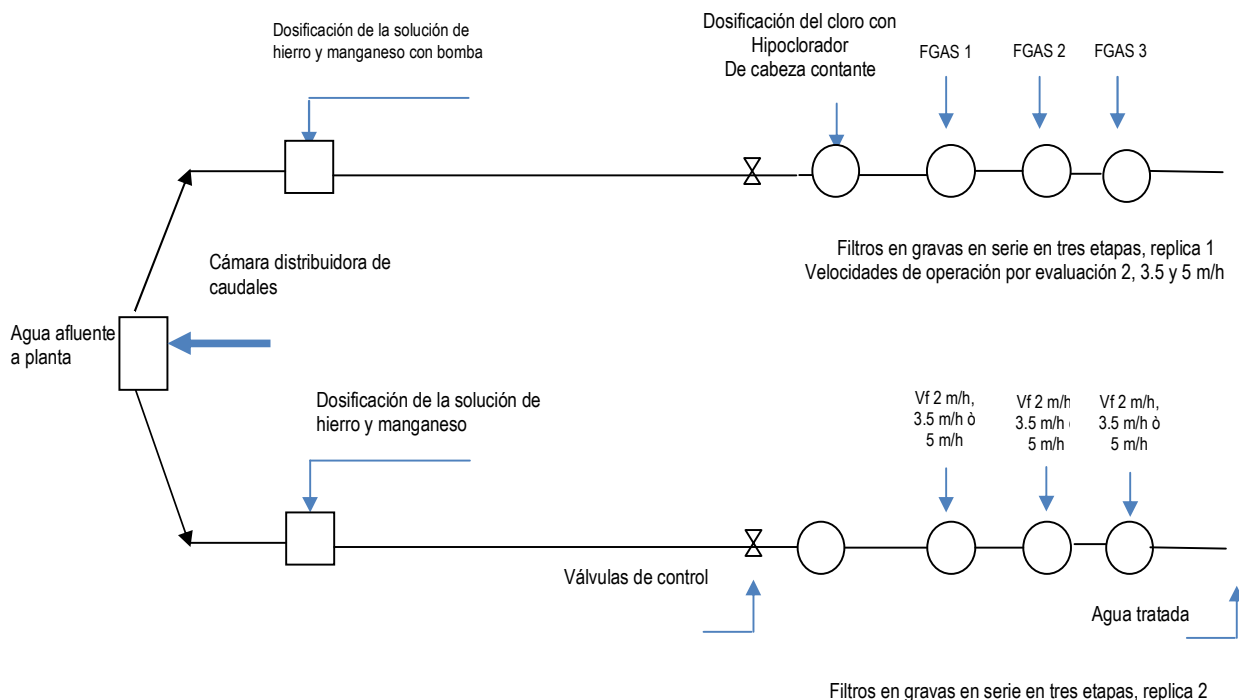
La experiencia con FiME desarrollada por un periodo de más de diez años indica que los costos de personal significan aproximadamente el 85 % de los costos operacionales. El otro 15 % lo conforman factores como la electricidad, el agua para lavado y la jardinería (Galvis, *et. Al*, 1999)

5. METODOLOGIA

5.1 Introducción

El estudio a escala piloto se desarrolló en la Estación de Investigación del Instituto Cinara en Puerto Mallarino – Santiago de Cali, ubicada a orillas del Río Cauca, En la Figura 4, se observan las unidades experimentales.

Figura 4. Esquema de la planta piloto (Replica 1 y 2)



El agua afluyente a las unidades de filtración fue tratada previamente por un sistema de filtración en múltiples etapas (FiME) con el fin de disminuir el riesgo microbiológico y minimizar la demanda de cloro. Para simular las diferentes concentraciones de hierro y manganeso en el agua afluyente al sistema de tratamiento, se realizó el acondicionamiento mediante la adición de sulfato ferroso hidratado con siete moléculas de agua ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) y sulfato de manganeso ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$), de acuerdo con lo propuesto por Ellis, 2000. Estas sustancias fueron utilizadas dado que se disocian fácilmente y se encuentran en estado soluble, pudiendo ser precipitadas con la aplicación del cloro.

En el estudio se consideraron dos replicas con el fin de demostrar que es posible reproducir los resultados bajo las mismas condiciones experimentales, proporcionando cierto grado de seguridad contra resultados anormales en el experimento debido a accidentes no previstos. Además de permitir estimar las medias, la varianza y el error experimental.

La investigación se desarrolló en tres fases: 1) en la fase I, se analizó el impacto de la velocidad de filtración para diferentes etapas de filtración gruesa ascendente en serie (FGAS) en función de la concentración inicial de hierro y manganeso con oxidación con cloro, precisando las variables de proceso más influyentes en el tratamiento; 2) en la fase II, se identificaron los requerimientos operativos y se calcularon los costos económicos para diferentes caudales del sistema de tratamiento; y 3) se desarrolló una matriz preliminar de selección de tecnología para la remoción de hierro y manganeso para la FGA utilizando como oxidante el cloro, según el análisis estadístico de los datos.

5.2 Diseño experimental

Diseñar estadísticamente un experimento, es realizar una prueba o una serie de pruebas, buscando caracterizar las variables explicativas o factores de mayor influencia en un ensayo de interés, evaluado a través de una o varias variables respuesta tal que, si deliberada o sistemáticamente se introduzcan cambios controlados en algunas de las variables explicativas del proceso, siempre que sea posible observar o cuantificar los cambios que éstos generan en la(s) variable(s) respuesta(s).

Adicionalmente, se busca minimizar el efecto de las variables no controlables (covariables), procurando con ello estabilizar y minimizar la variabilidad de las respuestas (Kuehl, 2001 y Montgomery, 2004). Las definiciones del experimento se describen a continuación:

- **Unidades experimentales:** corresponden en este caso a las muestras de agua en las que se midieron todos los parámetros establecidos para este objetivo.
- **El factor:** es la concentración de hierro y manganeso en el agua.
- **Los tratamientos:** son las 3 concentraciones de hierro y manganeso seleccionadas (4.2 mg/l – 1 mg/L, 9.7 mg/L-1 mg/L y 5.9 mg/L – 1 mg/L).
- **Variable respuesta:** son las mediciones que se realizan para conocer el efecto de los tratamientos, en este caso correspondieron a cada uno de los parámetros de calidad medidos.
- **Covariable:** se relacionan con la variable de respuesta y que puede afectar la respuesta de los tratamientos o influenciar el error experimental. En el experimento se consideraron como covariable las concentraciones de cada parámetro medido en el agua cruda.

Para determinar la existencia de diferencias significativas entre el desempeño alcanzado por la tecnología de filtración en gravas de flujo ascendente, FGA en las tres concentraciones propuestas, se realizaron análisis de Covarianza para cada una de las variables medidas (Gutiérrez, 2003). El

supuesto de normalidad que debe cumplir el modelo, se verificó con la prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov Smirnov, mientras que el supuesto de homogeneidad de varianzas se contrastó con la prueba de Levene.

En los casos en que los anteriores modelos estadísticos no cumplieron con los supuestos intrínsecos, se realizaron pruebas no paramétricas para contrastar dichas diferencias (Melo, *et al*, 2006). Todas las pruebas fueron evaluadas a un nivel de confianza del 95% ($\alpha=0.05$).

5.3 Descripción del experimento

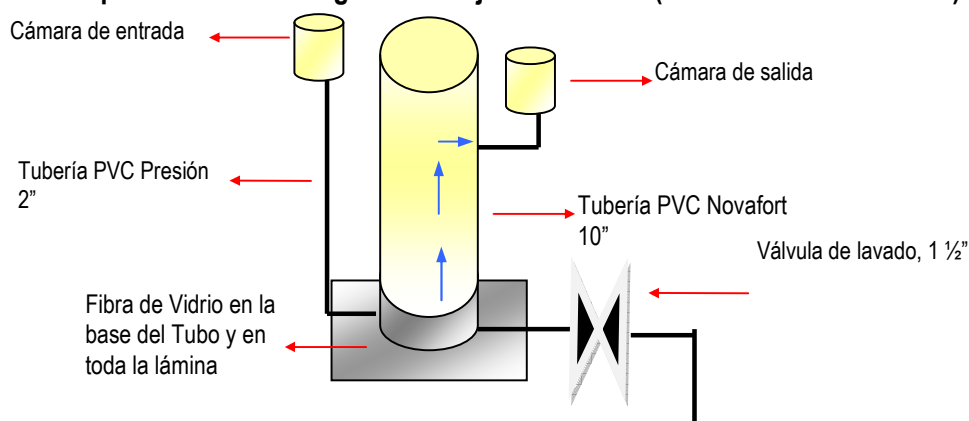
5.3.1 Planta de tratamiento a escala piloto

Las unidades de filtración en gravas de flujo ascendente (Ver Figura 5), operaron con tres velocidades de filtración en función de la concentración de hierro y manganeso, evaluadas durante 10 días cada una. Las características de la planta piloto se presentan en la Tabla 8.

Tabla 8. Características de los filtros

Variable independiente	Valor de la variable independiente
Material construcción	Tubería en PVC corrugada, Novafort
Diámetro (pulgadas)	10
Altura total (m)	1.0
Pérdida de carga disponible (cm)	15
Borde libre(cm)	5
Nivel de agua sobrenadante(cm)	5
Velocidad de filtración en cada evaluación (m/h)	2, 3.5 y 5
Tasa de lavado (m/h)	15

Figura 5. Esquema del Filtro en grava de flujo ascendente (son 3 unidades en serie)



Cada unidad de filtración ascendente en serie (FGAS) tuvo un lecho filtrante de gravas de una longitud total de 0.9 m, con diferentes espesores y tamaños, tal como se indica en la Tabla 9 (ver Anexo 1 con curvas granulométricas). Los filtros se evaluaron diariamente en términos de la remoción de hierro (Fe) y manganeso (Mn).

Tabla 9. Granulometría de los FGA de la planta Piloto

Granulometría mm, (pulg)	Espesor del lecho filtrante (m) para cada etapa de FGA		
	FGA1	FGA2	FGA3
3 – 1.6 (1/8" – 1/16")	--	--	0.60
6 – 3 (1/4" – 1/8")	--	0.50	0.10
13 – 6 (1/2" – 1/4")	0.50	0.20	0.10
19 – 13 (3/4" – 1/2")	0.20	0.20	0.10
25 – 19 (1" – 3/4")	0.20	--	--
H total del lecho (m)	0.9	0.90	0.90

5.4 Procedimiento

5.4.1 Fase I: análisis del impacto de la velocidad de filtración en función de la concentración inicial de hierro y manganeso.

Las unidades piloto operaron con tres velocidades de filtración: 5.0 m/h, 3.5 m/h y 2.0 m/h, para las concentraciones de hierro y manganeso mostradas en la Tabla 10. Las tres etapas operaron con la misma velocidad en cada carrera de filtración evaluada. El criterio para definir las concentraciones de hierro y manganeso, partió de la consideración que el 85% de las fuentes subterráneas utilizadas para el abastecimiento de agua en el Valle del Cauca presentan concentraciones de hierro y manganeso, hasta de 5.0 mg/L y de 1 mg/L, (Medina, 1995) respectivamente.

Tabla 10. Configuración experimental para las unidades piloto

Evaluaciones realizadas	Parámetros			
	Velocidad filtración (m/h)	Tiempo de retención teórico (minutos)	Parámetros de calidad	Concentración de Fe, Mn (mg/L)
1	5.0	12	Fe total, Fe disuelto, Mn, pH, color aparente y cloro residual	Fe = 4.2 Mn = 1
2	3.5	17	Fe total, Fe disuelto, Mn, pH, color aparente y cloro residual	Fe = 5.9 Mn = 1
3	2.0	29	Fe total, Fe disuelto, Mn, pH, color aparente y cloro residual	Fe = 9.7 Mn = 1

El control de las diferentes concentraciones de hierro y manganeso afluente se hizo tal como se describe a continuación:

- 1) El agua afluente fue tratada previamente por un sistema de filtración en múltiples etapas (FiME), para bajar el riesgo microbiológico y minimizar la demanda del cloro.
- 2) Se caracterizó el agua afluente a la planta piloto.
- 3) Se acondicionó el agua con la adición de hierro y manganeso agregando sulfato ferroso de hidratado con siete moléculas de agua ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) y sulfato de manganeso ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$), de acuerdo a lo propuesto por Ellis, 2000 (Ver Anexo 4. Preparación de soluciones).
- 4) La dosificación de la solución de cloro se realizó con un hipoclorador de cabeza constante con un caudal de 2.7 L/h.

- 5) La dosificación de la solución de hierro y manganeso se realizó con una bomba peristáltica tipo pistón con un caudal de 0.005 L/h.

Las velocidades de filtración se seleccionaron considerando un tiempo de retención mínimo de 30 minutos en todo el sistema de filtración, el cual es recomendado por diferentes autores para garantizar la remoción del hierro y manganeso, bajo condiciones de pH del agua entre 6.5 y 9 unidades. Para eliminar el efecto de pared que puede afectar la eficiencia de remoción en las unidades piloto y proporcionar rugosidad, se realizó un acondicionamiento de la cara interna de los tubos, preparando una pasta con arena y pegante de madera. Los parámetros de calidad de agua medidos en esta investigación y el método de análisis se presentan en la Tabla 11.

Tabla 11. Parámetros medidos y método de análisis

PARAMETRO	METODO*
Hierro total	Fotométrico, 1,10 fenantrolina
Hierro disuelto	Fotométrico, 1,10 fenantrolina, filtración
Manganeso	Fotométrico, Peroxisulfato de Amonio
Cloro libre	DPD – titulométrico
pH	Potenciométrico
Color aparente	Espectrofotométrico

*Estándar métodos APHA, AWWA, WEF, 2004

Otras pruebas realizadas fueron las siguientes:

- **Prueba de sedimentación en columna.** Se realizaron ensayos de sedimentación en columna para determinar la velocidad de sedimentación y el tamaño de partículas para cada concentración de hierro y manganeso evaluada. Al final de cada una de las evaluaciones realizadas se extrajo de cada unidad de filtración la capa de lecho filtrante predominante (es decir la capa de mayor espesor), obteniéndose 3 muestras de grava, una por cada filtro. El material filtrante de cada unidad fue lavada separadamente con agua destilada y para facilitar el desprendimiento de las partículas adheridas al material grueso, se hizo agitación manual por un periodo de 20 minutos; posteriormente el agua con las partículas fue vertido al interior de la columna de sedimentación.

La columna de sedimentación utilizada es de acrílico, con un diámetro de 0.3 m y 0.89 m de profundidad, con 4 grifos de salida a lo largo de su altura. A través de los grifos se tomaron muestras en los siguientes tiempos: 15, 30, 45 minutos, 1 hora, 1.5 h, 2 h y cada 1 hora hasta completar 9 horas, hasta que la turbiedad remanente fue del 20%. El valor de la concentración remanente de turbiedad se calculó como $(C_i/C_0) \times 100$, donde C_0 es la turbiedad inicial en el tiempo $t=0$ y C_i es el valor medido de turbiedad a diferentes tiempos y profundidades. Finalmente se trazaron las curvas de frecuencia y remoción según lo descrito por Sánchez, 1999.

- **Porosidad.** Es la razón del volumen representado por los poros y el volumen total del lecho filtrante, afectada por la esfericidad del grano, la porosidad se expresa en porcentaje. Para su determinación se coloca una muestra de masa y densidad conocida en un tubo transparente de diámetro interior conocido. La profundidad del medio filtrante en el tubo se usa para calcular el volumen del lecho. El volumen del grano es la masa total del medio de la columna dividida por la

densidad. Los cálculos se hicieron según lo descrito por Ives, 1975. La porosidad total está dada por la ecuación 12:

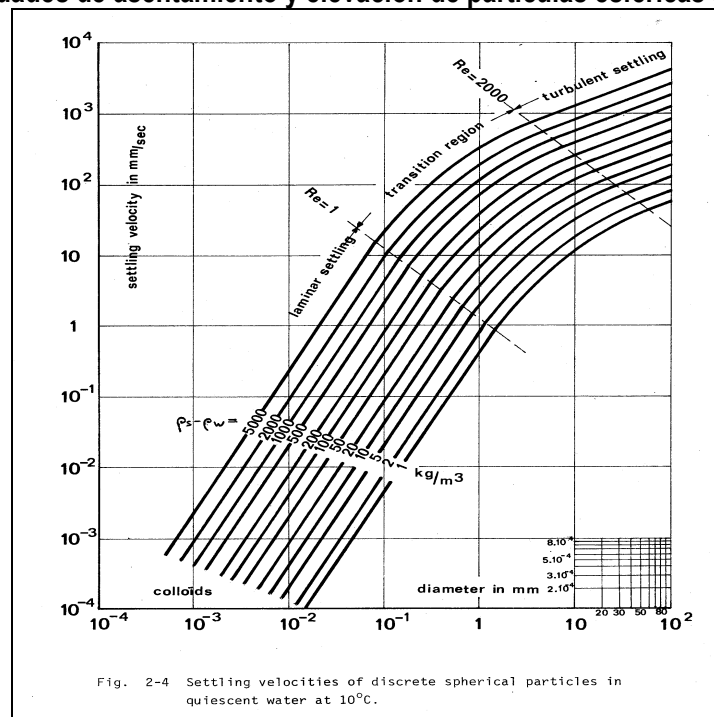
$$\text{Porosidad } (p) = 1 - (F / \rho * V) \quad (\text{Ec. 12})$$

Donde:

F : peso de la muestra del medio filtrante
 ρ : Densidad en Kg/l, gramos/ml o gramos/ cm³
V : volumen aparente de la muestra cm³ o ml

- **Tamaño de las partículas:** se hizo a partir de los datos de las velocidades de asentamiento obtenidas de las pruebas de sedimentación en columna, estimando la densidad de los lodos y midiendo la temperatura del agua. Con esos datos se ingreso al Gráfico 1, desarrollado por Huisman, 1973, previa corrección de la velocidad por temperatura dada por la ecuación 13.

Gráfico 1. Velocidades de asentamiento y elevación de partículas esféricas a 10°C



Huisman, 1973

$$V_{sT^{\circ}C} = V_{s10^{\circ}C} \times \left(\frac{T^{\circ}C + 23.3}{33.3} \right) \quad (\text{Ec. 13})$$

Fuente: Arboleda, 2000

Donde: $V_{s10^{\circ}C}$, velocidad de sedimentación a 10°C (m/s)
 T° , Temperatura del agua (°C)

- **Área superficial y tamaño del poro:** se realizó de acuerdo con la ecuación sugerida por Huisman, 1973, la cual establece que el área superficial de los granos de un filtro es teóricamente totalmente disponible; el área superficial (A_s) se determinó mediante la ecuación 14 donde la p es la porosidad y d , el diámetro de grano:

$$A_s = \left(\frac{6}{d} \right) x (1 - p), m^2 \quad (\text{Ec. 14})$$

El tamaño del poro se estimó con la siguiente relación:

$$d_0 = 0.155 d \quad (\text{Ec. 15})$$

Fuente: Huisman, 1973

Donde: d_0 es el tamaño del poro y d es el diámetro del medio filtrante

- **Pérdida de carga:** se realizó diariamente a fin de determinar las condiciones operacionales del sistema y los requerimientos de mantenimiento. Se consideraron mediciones de pérdida de carga en los sistemas de filtración por medio de tubos piezométricos localizados a diferentes alturas del lecho filtrante.
- **Caudal:** se midió diariamente a la entrada de la primera unidad de filtración. El método seguido fue el procedimiento volumétrico. Se construyó una tabla de datos especificando la fecha de la medición, la unidad de filtración aforada y los datos encontrados en cada repetición con el fin de controlar la velocidad de filtración.
- **Tasa de lavado:** se midió en cada unidad de filtración cuando se realizaban las actividades de mantenimiento. El procedimiento seguido fue medir distancia de descenso del agua del filtro y el tiempo; para establecer la relación distancia/ tiempo.

5.4.2 Fase II: síntesis de la evaluación

Sobre la base de los resultados de calidad de agua de la tecnología evaluada y las tres concentraciones de hierro monitoreadas, se elaboró una síntesis de cada una de las evaluaciones realizadas. La información estadística permitió establecer los límites de operación de cada barrera de tratamiento en función de la concentración afluente de los metales evaluados, la concentración de cloro requerida y las velocidades de filtración consideradas para la operación. El planteamiento de la prueba de hipótesis fue la siguiente:

- | | |
|-------------------------------|--|
| $H_0: \mu_{AC} \leq \mu_{Fn}$ | Los valores medios de los parámetros medidos son menores o iguales en el agua cruda que en el agua efluente del filtro n. |
| $H_1: \mu_1 > \mu_2 :$ | Los valores medios de los parámetros medidos son mayores en el agua cruda que en el agua efluente del filtro n. En otras palabras, el filtro n disminuye los niveles del parámetro monitoreado en el agua cruda. |

La prueba estadística para contrastar estas hipótesis fue la prueba t de Student para muestras relacionadas, siempre y cuando las muestras sigan una distribución normal. Las matrices de variables o parámetros de calidad de agua monitoreados contendrán la siguiente información:

- **Significancia del cambio:** corresponde a los resultados de la prueba de comparación de medias o efectos realizada entre los valores del filtro i y el filtro j. Este tipo de prueba determina si existe un cambio significativo del valor promedio de la variable medida cuando se pasa del filtro i al filtro j.
- **Mediana de unidades removidas.** Este valor expresa la mediana de las unidades que cada filtro logró remover. Este dato se obtuvo al realizar la diferencia entre el afluente y el efluente de cada filtro, es decir el que el número de unidades removidas por el filtro j estará dado por la ecuación 16: Afluente Filtro j – Efluente filtro j (Ec. 16)
- **Porcentaje de unidades que están por debajo del valor limite permisible:** indica cuantas unidades en porcentaje cumplen con las especificaciones necesarias en cada variable para que el agua cumpla con el valor guía (Melo, *et.al*, 2006, Gutiérrez, 2003).

Con la información estadística contenida en las tablas de variables o parámetros se elaboró la matriz guía de selección de tecnología, la cual permite definir, en función de la calidad del agua cruda, cuál esquema tecnológico proporciona un efluente acorde con lo establecido en la Resolución 2115 de 2007, actualmente vigente. Adicionalmente define los parámetros de velocidad de filtración de las tecnologías de tratamiento de agua y los lechos filtrantes que se recomienda seleccionar para cada unidad de filtración.

5.4.3 Fase III: identificación de los requerimientos operativos y económicos para la implementación del sistema de tratamiento.

Para identificar los requerimientos operativos y económicos para la implementación de la tecnología evaluada en cada una de sus configuraciones, es necesario considerar los costos de inversión inicial y los costos asociados a la administración, operación y mantenimiento de la tecnología. Los aspectos considerados se describen a continuación.

- **Costos de inversión inicial**

Están asociados a las inversiones necesarias para la construcción de la estructura física de la planta de potabilización. En este sentido para realizar la identificación de los requerimientos en términos operativos y económicos de la implementación de la tecnología se trabajó con prediseños de filtros de grava, según los parámetros desarrollados en la investigación, que permitieron elaborar los modelos de cantidad de obra relacionados con los ítems más relevantes: excavaciones, retiro de sobrantes, concretos, aceros de refuerzo, pisos, solados y acabados.

Los modelos de cantidad de obra se desarrollaron de manera independiente para cada componente principal de la planta de tratamiento considerando las unidades de tratamiento, lechos filtrantes y

accesorios. Sobre esa base fue posible estimar el costo de inversión para cada componente por separado y el costo total de la planta de tratamiento. Para la estimación de los modelos de cantidad de obra se consideraron los siguientes caudales: 1, 2, 3, 5 y 10 L/s. Con los cálculos realizados se desarrollaron curvas de costos de inversión inicial de las barreras de tratamiento considerando las tres velocidades de filtración analizadas.

- **Costos de administración, operación y mantenimiento**

Para estimar los costos de de administración, operación y mantenimiento requeridos en cada una de las alternativas de tratamiento se tuvo en cuenta (Cinara-Mindesarrollo, 1996 y Cinara-Mindesarrollo, 1998):

a) Para los costos administrativos:

- El costo del personal administrativo
- Gastos generales (equivalen al 20 % del costo del personal)

b) Para estimar los costos de operación y mantenimiento:

- El costo por consumo de insumos químicos
- El costo por el control de la calidad del agua
- El costo por el control de los procesos de tratamiento
- El costo de mantenimiento y reparación de equipos
- El costo del personal para operación y mantenimiento.

6. RESULTADOS

Los resultados obtenidos en el desarrollo del trabajo de investigación, se presentaran considerando los siguientes temas:

- Análisis del impacto de la velocidad de filtración
- Síntesis de la evaluación para cada una de las concentraciones y velocidades y
- Los estimativos de costos de la tecnología evaluada.

Para el desarrollo de la evaluación se consideró operar la planta con la mayor velocidad de filtración correspondiente a 5 m/h, cuando la concentración de hierro promedio fue de 4.2 mg/L, la cual correspondió a la menor concentración evaluada y al disminuir la velocidad de filtración se trabajó con la concentración de hierro más alta. A continuación se presentan los resultados del primer bloque temático considerando:

- a) Los resultados de los parámetros hidráulicos analizados y de operación y mantenimiento
- b) La caracterización del agua cruda y efluente de la planta piloto

6.1 Condiciones hidráulicas y de proceso de las unidades de filtración

En la tabla 12 se relacionan las condiciones de operación y mantenimiento seguidas en la planta piloto, considerando las variables que influyen en el proceso de remoción del hierro y manganeso.

Tabla 12. Condiciones de operación

Parámetro	Valor promedio		
	Velocidad de filtración 5.0 m/h	Velocidad de filtración 3.5 m/h	Velocidad de filtración 2.0 m/h
Concentración promedio de Hierro (mg/L)	4.2	5.9	9.7
Concentración promedio de Mn (mg/L)	1.0	0.95	0.8
Caudal de operación (l/s)	0.07	0.049	0.028
Tiempo de operación (h)	24	24	24
Área de filtración por unidad (m ²)	0.051	0.051	0.051
Concentración de cloro requerido por estequiometria (mg/L) ¹	16	21	33
Volumen cloro según producto comercial (ml) ¹	312	279	225

¹Hipoclorito al 11%

6.1.1 Caracterización agua afluente al sistema de tratamiento piloto

A continuación en la Tabla 13, se observa la caracterización del agua afluente al sistema de tratamiento piloto

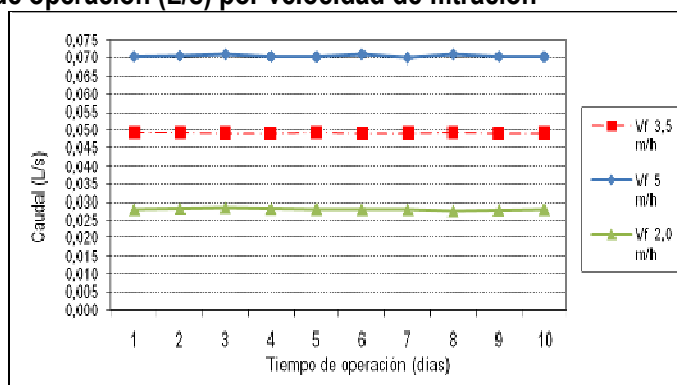
Tabla 13. Caracterización agua afluyente planta piloto

Parámetro	Mediana
Turbiedad (UNT)	2
pH (unidades)	7.3
Mn (mg/L)	0.004
Hierro (mg/L)	0,03
Alcalinidad (mg/L)	31
Dureza (mg/L)	43
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	2.0
Sólidos suspendidos disueltos(mg/L)	69
Color aparente (UPC)	9
Coliformes fecales (UFC/100 ml)	2

6.1.2 Caudal de operación

En la Gráfica 1, se observa el comportamiento del caudal afluyente a la planta piloto para cada una de las velocidades de filtración consideradas acorde con la concentración de hierro total y manganeso adicionada al agua.

Gráfica 1. Caudal de operación (L/s) por velocidad de filtración



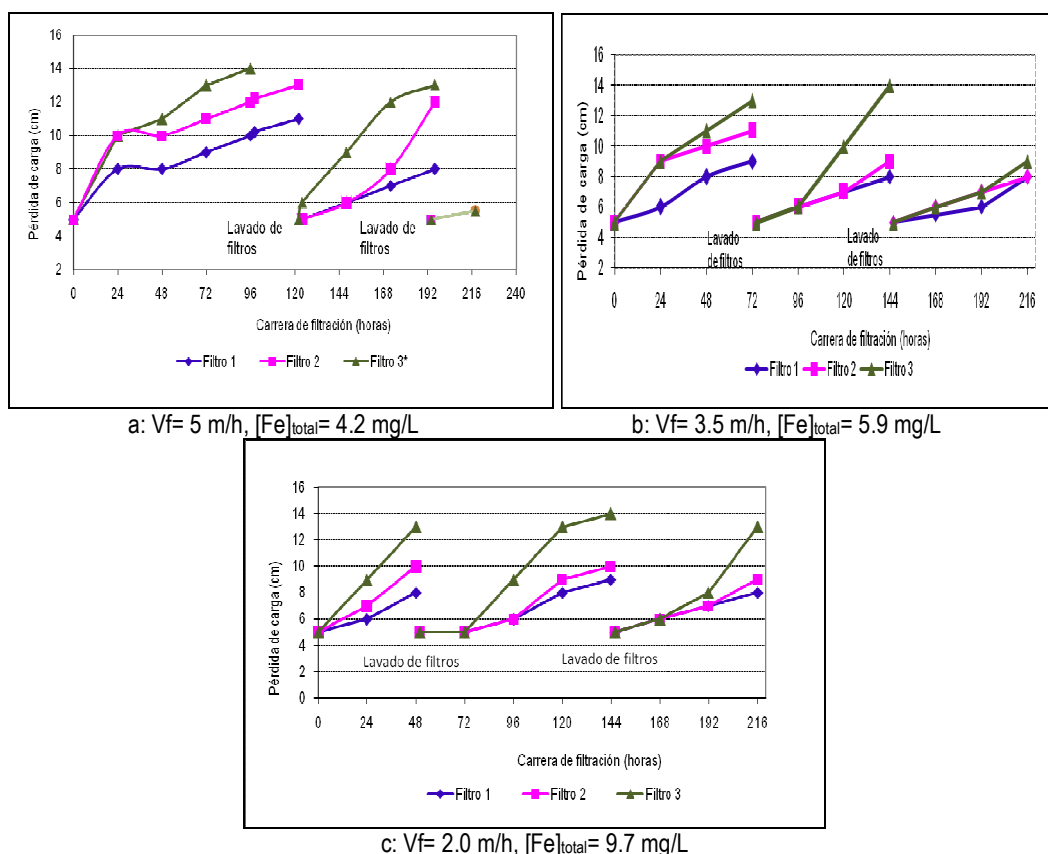
Según lo observado en la gráfica 1, el comportamiento del caudal no tuvo una variación considerable durante las evaluaciones realizadas que generen perturbación en los parámetros monitoreados y en la eficiencia de las unidades de filtración, lo cual indica un buen control operacional de la planta piloto. El 90% del tiempo el caudal estuvo en el valor fijado para cada una de las carreras de filtración.

6.1.3 Pérdida de carga

El control de la operación de los filtros se realizó a través de la cámara de entrada o cámara de carga, pues un aumento en el nivel de agua en la cámara, significa un aumento en la resistencia del paso del agua a través del filtro. Durante la carrera de filtración y con el lecho limpio, para unidades de filtración gruesa ascendente se genera una diferencia estática entre el nivel de agua en la cámara de entrada y la superficie del agua en el filtro, esa diferencia corresponde a la pérdida de carga

inicial. La pérdida de carga inicial para todas las velocidades fue de 5 cm y el límite máximo se fijó en 15 cm. Los resultados de la pérdida de carga medida en la cámara de entrada de cada unidad de filtración y para cada una de las evaluaciones realizadas se presentan en la gráfica 2.

Gráfica 2. Comportamiento de la pérdida de carga total operando a 5 m/h, 3.5 m/h y 2.0 m/h



En ninguna de las carreras de filtración de las tres evaluaciones realizadas se alcanzó el límite máximo establecido de la pérdida de carga que corresponde a 15 cm, los valores máximos obtenidos variaron entre 11 y 14 cm, con estos valores los filtros fueron eficientes en la remoción del hierro y el manganeso y no se produjo un incremento en los parámetros evaluados.

La eficiencia en los filtros se controló con el parámetro de color aparente comparando el efluente con el afluente; cuando su valor era mayor, se procedía a la limpieza de la unidad independientemente de si se lograba la máxima pérdida de carga.

La máxima pérdida de carga de 14 cm. correspondió a la unidad de filtración 3 (de menor tamaño de grava), en las tres velocidades de filtración evaluadas. En la primera carrera de filtración con una velocidad de filtración de 5 m/h y con una concentración de hierro y manganeso de 4.2 mg/L y 1.0 mg/l, respectivamente, la máxima pérdida de carga alcanzada fue de 11 cm para el filtro 1, mientras

que para el filtro 2 fue de 13 cm y para el filtro 3 fue de 14 cm. Para esa concentración de Fe y Mn empleada, la duración de la carrera de filtración en promedio fue de 90 horas.

Para la velocidad de filtración de 3.5 m/h, la máxima pérdida de carga alcanzada fue de 9 cm para el filtro 1, 11 cm para el filtro 2, y de 14 cm para el filtro 3. La carrera de filtración fue de 72 horas, inferior a la obtenida operando con una concentración de hierro menor. En la tercera carrera de filtración para una velocidad de 2 m/h, las carreras de filtración en promedio fueron de 72 horas al igual que en la segunda evaluación. La máxima pérdida de carga el FGA1, FGA2 y FGA3 fue de 9, 10 y 14 cm, respectivamente. Los resultados indican que la duración de la carrera de filtración en este tipo de filtros está directamente relacionada con la concentración afluente de hierro, mientras que la máxima pérdida de carga está influenciada de manera directa por el tamaño del material filtrante. Una vez realizada la limpieza del filtro mediante lavado superficial y de fondo (tasa de lavado entre 13 y 14 m/h), se observa una recuperación del lecho, indicando la eliminación de las partículas que quedaron retenidas, permitiendo así que la pérdida de carga se recupere al valor mínimo establecido (5 cm.), para iniciar una nueva carrera de filtración.

La pérdida de carga a través de cada una de las capas de grava en las unidades FGA indica que en todas las capas se presenta acumulación de sólidos derivados de la precipitación por oxidación, ver Anexo 2, hay una leve tendencia a desarrollar mayor pérdida de carga en la capa del fondo, lo cual puede estar asociado a procesos de sedimentación alrededor del sistema de drenaje.

6.1.4 Mantenimiento de las unidades de filtración

El mantenimiento consistió en el lavado de la grava superficial haciendo uso de una llana para posteriormente realizar las descargas de fondo con la apertura y cierre de las válvulas de lavado hasta que el agua aclare. La tasa de lavado varió entre 12 y 13 m/h para un tiempo de vaciado promedio de la unidad de 4 minutos. La frecuencia y la decisión de realizar estas actividades obedecieron al deterioro en la calidad del agua afluente a la siguiente unidad de filtración y por lo tanto una disminución en la eficiencia de remoción del color (40%). Las actividades de mantenimiento pueden durar entre ½ y 1 hora, si son las tres unidades de filtración las que requieren el lavado. El mantenimiento de cada unidad se realiza en serie tal y como se realiza la operación de las unidades.

El caudal de lavado se estimó entre 700 y 900 litros por cada unidad de filtración, caudal que varía dependiendo del número de veces que se requiera realizar las descargas de fondo dada la concentración afluente de hierro y manganeso. El mantenimiento se realizó dos veces en la primera evaluación y 3 veces en la segunda y tercera unidad.

6.1.5 Velocidad de sedimentación y tamaño de las partículas retenidas en los filtros

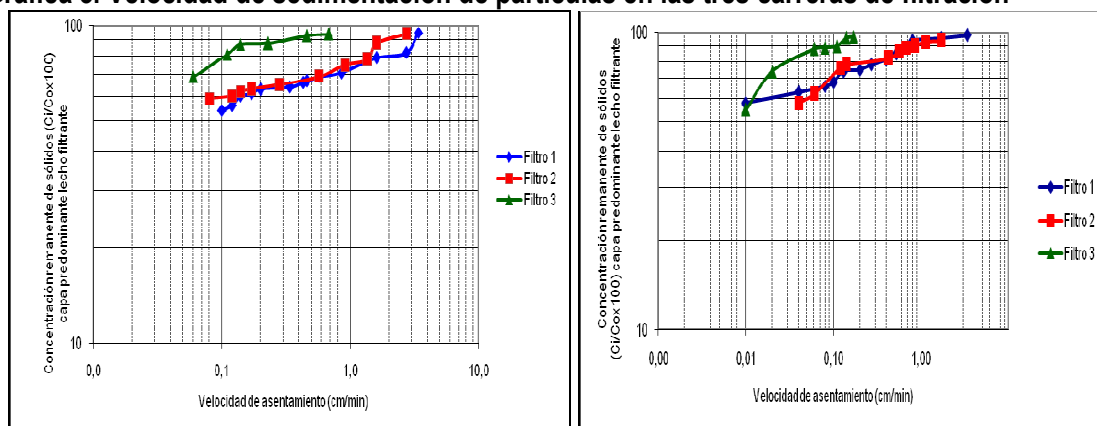
Se estimó la velocidad de sedimentación, analizando el comportamiento de la concentración remanente de turbiedad a diferentes alturas en la columna. Esos resultados fueron la base para la aplicación de los modelos matemáticos para revisar el proceso en el filtro y su eficiencia para las distintas concentraciones de hierro aplicadas. En la tabla 14, se observa la información de los lechos que fueron extraídos de cada unidad para realizar las pruebas.

Tabla 14. Material filtrante extraído por unidad para pruebas de sedimentación en columna

Parámetro	Capa 1 FGA ₁	Capa 1 FGA ₂	Capa 1 FGA ₃
Tamaño de gravas de la capa predominante (mm)	13 - 6	6 - 3	3 - 1-6
Altura de la capa lecho filtrante principal (cm)	50	50	60

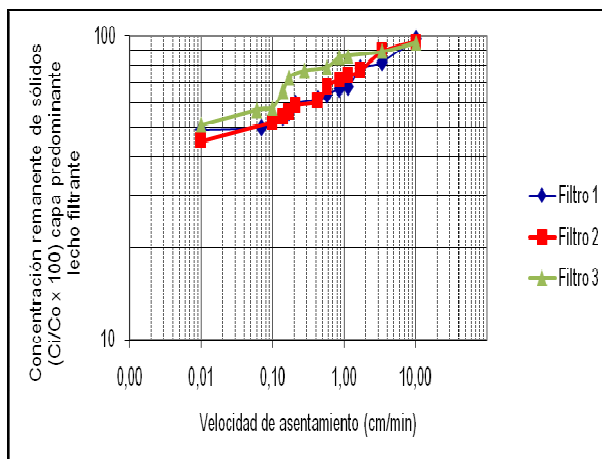
En la gráfica 3 se observan los resultados de las velocidades de sedimentación de las partículas obtenidas de las pruebas de sedimentación en columna por capa predominante de cada filtro y para las tres evaluaciones realizadas operando con las velocidades de 5.0 m/h, 3.5 m/h y 2.0 m/h. En la tabla 15 se resumen los valores de velocidad de sedimentación y tamaño de las partículas estimados considerando la densidad del agua y las partículas.

Gráfica 3. Velocidad de sedimentación de partículas en las tres carreras de filtración



a: $V_f = 5 \text{ m/h}$, $[\text{Fe}]_{\text{total}} = 4.2 \text{ mg/L}$

b: $V_f = 3.5 \text{ m/h}$, $[\text{Fe}]_{\text{total}} = 5.9 \text{ mg/L}$



c: $V_f = 2 \text{ m/h}$, $[\text{Fe}]_{\text{total}} = 9.7 \text{ mg/L}$

Tabla 15. Velocidad de sedimentación y tamaño de las partículas depositadas en cada capa de grava

Concentración de Hierro (mg/L)	Velocidad Filtración (m/h)	Filtro	Velocidades (cm/min) (95%)	Velocidades (cm/min) (50%)	Densidad del agua ρ (kg/m ³)	Densidad partícula ρ_s (kg/m ³)	Diámetro mínimo de las partículas (mm.)	Diámetro medio de las partículas (mm.)
4,2	5	1	3,4	0,1	997,4	1077,4	0,03	0,07
		2	2,7	0,08	997,2	1077,2	0,03	0,07
		3	0,64	0,06	997,1	1077,1	0,012	0,035
5,9	3,5	1	3,4	0,01	997,4	1077,4	0,007	0,04
		2	1,7	0,03	997,2	1077,2	0,008	0,04
		3	0,14	0,01	997,1	1077,1	0,007	0,008
9,7	2	1	10,2	0,01	997,4	1077,4	0,007	0,08
		2	10,2	0,01	997,2	1077,2	0,007	0,06
		3	10,2	0,01	997,1	1077,1	0,007	0,03

Los resultados indican que las velocidades de sedimentación en los FGA1 y FGA2 tuvieron valores parecidos en las tres carreras de filtración, mientras que para el FGA 3 la velocidad de sedimentación de las partículas depositadas en el material filtrante fue inferior a los FGA1 y FGA2. Para las capas de grava analizadas de los FGA1, FGA2 y FGA3, operando con una V_f de 5 m/h, el 50% de las partículas retenidas tienen velocidad de sedimentación inferior a 0.1 cm/min. En la carrera de filtración con V_f de 3.5 m/h la velocidad de sedimentación fue menor o igual a 0.03 cm/min el 50% de las veces; mientras que, para V_f de 2 m/h la velocidad de sedimentación de las partículas retenidas en el material tuvo un valor menor o igual a 0.01 cm/min. Esta tendencia muestra que el descenso en la velocidad de filtración contribuye a la deposición de partículas con menor velocidad de sedimentación. El tamaño mínimo de partículas retenidas en los filtros estuvo en el rango de 7-30 μm , con un tamaño medio de partículas entre 8-70 μm .

Considerando la velocidad de filtración de las partículas a través del medio poroso se determinó el número de Reynolds y el régimen de flujo. En la tabla 16, se observa la temperatura promedio del agua efluente de cada unidad de filtración y su correspondiente viscosidad dinámica, valores con los cuales se determinó el número de Reynolds.

Tabla 16. Determinación del número de Reynolds (R)

Velocidad	Filtro	Velocidades (cm/min) (95%)	Temperatura (°C)	P (g/cm ³)	μ (g/cm*s)	R
5 m/h	1	3,4	24,2	0.9974	0,00909	75,6
	2	2,7	24,5	0.9972	0,00901	40,7
	3	0,64	24,7	0.9971	0,00897	21,6
3.5 m/h	1	3,4	24,2	0.9974	0,00909	52,9
	2	1,7	24,5	0.9972	0,00901	28,5
	3	0.14	24,7	0.9971	0,00897	15,1

Velocidad	Filtro	Velocidades (cm/min) (95%)	Temperatura (°C)	P (g/cm ³)	μ (g/cm*s)	R
2 m/h	1	10,2	24,2	0.9974	0,00909	30,2
	2	10,2	24,5	0.9972	0,00901	16,3
	3	10,2	24,7	0.9971	0,00897	8,6

Con números de Reynolds igual a 75,6 para el filtro 1; 40,7 para el filtro 2 y 21,6 para el filtro 3, obtenidos operando con una tasa de filtración de 5.0 m/h y concentraciones de hierro total y manganeso de 4.2 mg/L y 1.0 mg/L, respectivamente, se establecen las condiciones de flujo de transición favorable para la remoción de partículas suspendidas a través del proceso de sedimentación. La condición de flujo operando con concentraciones mayores de hierro es similar a la primera evaluación; se mantiene el régimen de flujo de transición.

6.1.6 Caracterización de los lechos filtrantes

Al inicio de la evaluación se realizó la caracterización de los lechos filtrantes de cada unidad midiendo: la porosidad, según la ecuación 12, el coeficiente de uniformidad, el tamaño del poro y el área superficial del medio filtrante. En la tabla 17, se presentan los resultados para cada una de las características del material filtrante según las pruebas de laboratorio y los cálculos respectivos. El cálculo del tamaño del poro y del área superficial se realizó aplicando la ecuación 14 y 15 respectivamente. En el anexo 3 se relaciona el procedimiento y tabla de cálculos para determinar la densidad y porosidad de los lechos filtrantes.

Tabla 17. Caracterización del material filtrante

Grava (mm)	d ₃₀	d ₁₀	d ₆₀	Coeficiente de uniformidad (Cu)	Porosidad (p)	Tamaño del poro, d ₀ (mm) ¹	Área superficial (As, m ²) capa predominante ²
13-6	7.5	6	9	1,50	0.40	1.47	548
6-3	4.2	3.5	5	1,43	0.42	0.7	1.077
3-1.6	1.9	1.7	2.1	1,24	0.43	0.37	2,154

¹ Se espera que este filtro remueva partículas mayores o iguales a ese tamaño ² Huisman y Wood, 1,974

El FGA3 con una capa de material filtrante principal entre 3mm – 1.6mm, presentó la mayor área de filtración y porosidad con respecto a los dos lechos de los FGA1 y FGA2 (capas de 13 mm – 6 mm y de 6 mm – 3 mm, respectivamente), a su vez es la capa que presenta el menor tamaño del poro indicando que tiene la mayor probabilidad de retener las partículas más pequeñas y desarrollar más pérdida de carga en cada carrera filtración, tal como se pudo evidenciar en el seguimiento a la pérdida de carga de cada unidad, grafica 2. La menor porosidad y mayor tamaño del poro del FGA1, puede contribuir a la retención de partículas más grandes, generando mayor posibilidad de acumulación, que gradualmente en la medida que avanza la carrera de filtración va cerrando los espacios para que partículas más pequeñas también queden atrapadas. Esa condición también contribuye al desarrollo de una menor pérdida de carga.

6.2 Calidad del agua afluente y efluente en las unidades de filtración.

Los resultados de las tres carreras de filtración para las concentraciones afluentes de los parámetros de calidad medidos se presentan en la tabla 18, relacionando las estadísticas descriptivas de los parámetros monitoreados, en el agua afluente de cada unidad FGA del sistema de filtración evaluado.

Tabla 18. Estadísticas descriptivas de los parámetros de calidad de agua afluente a la planta piloto (agua acondicionada)

Ensayo	Estadística descriptiva	Afluente					
		Fe Total (mg/L)	Fe disuelto (mg/L)	Mn (mg/L)	Color aparente (UPC)	pH (unidades)	Cloro ¹ (mg/L)
Evaluación 1: Fe: 4.2 mg/L Mn: 1.0 mg/L Vf: 5 m/h	Mediana	4.2	2.3	1.0	42	6.5	16.6
	Desv. Est.	0.3	0.3	0.12	2,7	0.1	0,9
	Máximo	4.9	2.5	1.2	46	6.6	17
	Mínimo	3.9	1.9	0.9	37	6.3	14
	P 90%	4.5	2.5	1.2	44	6.6	16.9
Evaluación 2: Fe: 5.9 mg/L Mn: 1.0 mg/L Vf: 3.5 m/h	Mediana	5.9	1.9	0.95	86	7.2	25
	Desv. Est.	0.5	0.3	0.03	34	0.3	0.7
	Máximo	6.8	2.2	1.0	131	7.9	25.4
	Mínimo	5.3	1.3	0.91	27	6.9	23
	P 90%	6.8	2.1	1.0	125	7.7	25
Evaluación 3: Fe: 9.7 mg/L Mn: 1.0 mg/L Vf: 2 m/h	Mediana	9.7	2.9	0.7	152	7.5	36.5
	Desv. Est.	0.3	0.5	0.2	65	0.4	2,3
	Máximo	10	3.9	1.3	283	8.3	37.4
	Mínimo	9.2	2.5	0.3	82	7.1	31
	P 90%	10	3.8	1.1	233	7.9	37.1

Fe: hierro, Mn: manganeso, Vf: velocidad de filtración, Desv. Est.: desviación estándar

¹ El cloro fue adicionado al agua cruda para oxidar el hierro y el manganeso

De acuerdo con los datos de la tabla 18, el agua afluente a la planta de tratamiento piloto, no tuvo variaciones significativas durante cada evaluación realizada. El comportamiento del agua cruda facilitó comparar el comportamiento de la tecnología con el incremento de las concentraciones de hierro, con la dosis promedia de 1.0 mg/L para el manganeso.

El valor medio del hierro disuelto se mantuvo entre 1.9 y 2.9 mg/L. El porcentaje de hierro disuelto en el agua con respecto al hierro total adicionado, se mantuvo entre el 49 y el 51 % para la primera carrera de filtración evaluación 1, mientras que, para la evaluación 2 entre el 24 % y el 32 % y para la evaluación 3 entre el 27 y el 39 %. El color aparente, en el agua cruda tuvo variaciones significativas para las evaluaciones realizadas, siendo mayor para la más alta concentración de hierro total afluente, valores que eran de esperarse dado que el hierro le aporta un color amarillo rojizo al agua. En la evaluación 1, 2 y 3, el valor máximo de color aparente fue de 46, 131 y 283 UPC, respectivamente; valores que superan ampliamente el valor guía de la norma de agua potable (ver tabla 19). La mediana del color aparente para las evaluaciones 1, 2 y 3 (Ver tabla 18) en el agua

cruda afluente al sistema de tratamiento piloto fueron de: 42 ± 2.7 UPC, 86 ± 34 UPC y 152 ± 65 UPC, respectivamente.

El pH del agua cruda medido antes de la dosificación del cloro, se mantuvo entre 6.5 ± 0.1 unidades para la evaluación 1, 7.2 ± 0.3 unidades para la evaluación 2 y 7.5 ± 0.4 unidades, para la evaluación 3, presentándose un incremento del pH, cuando se aumenta la concentración de hierro total y manganeso.

En la tabla 19 se presentan los resultados para el efluente final, obtenido en el FGA 3 del sistema de filtración. Con respecto al hierro total, se observa que la concentración media en el agua tratada es proporcional a las concentraciones que se le aplicaron al afluente de cada evaluación. Es decir que para la menor concentración en el agua cruda de 4.2 mg/L se obtuvo el menor valor promedio (0.3 mg/L) en el efluente y para la mayor concentración (9.7mg/L) se obtuvo el valor medio en el efluente de la planta piloto más alto (1.6 mg/L).

Con respecto al parámetro de manganeso, presenta el 90% del tiempo una concentración en el efluente durante las tres evaluaciones menores a 0.1 mg/L, es decir que la eficiencia de remoción de este parámetro, no se ve afectada por el incremento en la concentración de hierro total en el agua cruda. El color aparente también estuvo por encima del valor guía a partir de la concentración afluente de hierro total de 5.9 mg/l, indicando que las tres etapas de FGA se pueden aplicar solas hasta la concentración afluente de 4.2 mg/l, de ahí en adelante barreras o procesos adicionales son requeridos para alcanzar los valores guías en hierro total y color aparente. El pH y el cloro residual en el efluente se mantuvieron dentro de los rangos definidos en las guías para todas las carreras de filtración

Tabla 19. Estadísticas descriptivas de los parámetros de calidad efluentes de la PTAP piloto

Ensayo	Estadística descriptiva	EFLUENTE					
		Fe Total (mg/L)	Fe disuelto (mg/L)	Mn (mg/L)	Color aparente (UPC)	pH (unidades)	Cloro residual (mg/L)
Evaluación 1: Fe: 4.2 mg/L Mn: 1.0 mg/L V _f : 5 m/h	Mediana	0.2	0.18	0.1	4	6.5	0.3
	Desv. estándar	0.1	0.1	0.03	3	0.1	0.1
	Máximo	0.5	0.3	0.1	13	6.7	0.3
	Mínimo	0.1	0.1	0.03	2	6.3	0.1
	P 90%	0.3	0.3	0.1	6	6.6	0.3
Evaluación 2: Fe: 5.9 mg/L Mn: 1.0 mg/L V _f : 3.5 m/h	Mediana	0.8	0.25	0.09	24	7.3	1.7
	Desv. estándar	0.2	0.5	0.02	13	0.5	0.4
	Máximo	1.0	0.8	0.13	51	8.2	2.0
	Mínimo	0.2	0.04	0.04	6	6.5	1.0
	P 90%	1.0	0.7	0.1	33	7.6	2.0
Evaluación 3: Fe: 9.7 mg/L	Mediana	1.6	0.3	0.1	92	7.8	1.3
	Desv. estándar	0.5	0.4	0.02	42	0.3	0.3

Ensayo	Estadística descriptiva	EFLUENTE					
		Fe Total (mg/L)	Fe disuelto (mg/L)	Mn (mg/L)	Color aparente (UPC)	pH (unidades)	Cloro residual (mg/L)
Mn: 1.0 mg/L Vf: 2 m/h	Máximo	2.8	1.0	0.2	177	8.5	1.7
	Mínimo	1.0	0.02	0.04	42	7.2	1.0
	P 90%	2.1	1.0	0.1	125	8.1	1.7
Resolución 2115 de 2007 ¹		≤0.3	---	≤ 0.1	≤ 15	6.5 – 9.0	0.3 – 2.0

Fe: hierro, Mn: manganeso, Vf: velocidad de filtración, Desv. Estándar: desviación estándar

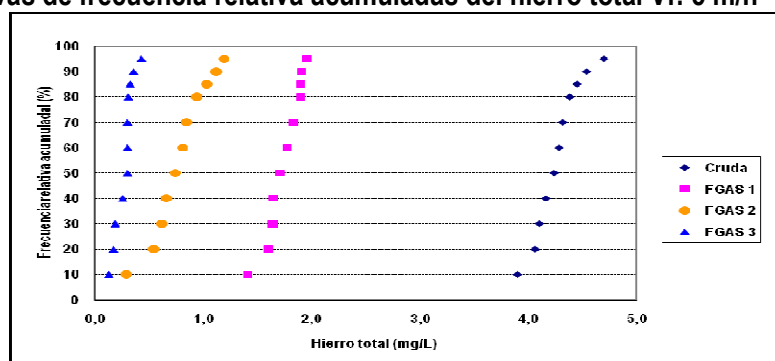
¹ Ministerio de Protección Social, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Territorial

6.2.1 Comportamiento de las unidades de filtración operando con una Vf: 5m/h

- **Hierro Total**

En la gráfica 4, se observa el comportamiento del Hierro total en el agua cruda y en el efluente de cada una de las barreras de tratamiento que componen el sistema de filtración. La primera evaluación se realizó considerando una concentración de hierro de 4.2 mg/L. En promedio la concentración efluente del sistema de tratamiento es de 0.2 mg/L, para una eficiencia de remoción del hierro total entre el 88 y el 97%. Estas eficiencias de remoción permiten un efluente por debajo del rango máximo establecido en la Resolución 2115 del 2007 y las guías WHO, 2004.

Gráfica 4. Curvas de frecuencia relativa acumuladas del hierro total Vf: 5 m/h



Las tres etapas operaron con la misma tasa de filtración (5 m/h); sin embargo se observa como la primera etapa de tratamiento (FGA₁) que contiene las gravas de mayor tamaño, es la más eficiente, permitiendo una concentración de hierro efluente a la siguiente barrera de tratamiento en promedio de 1.7 mg/L y una eficiencia media del 61 %. Este resultado indica la necesidad de etapas siguientes al tratamiento, dado que aún la concentración de hierro no se encuentra por debajo de los niveles máximos establecidos (0.3 mg/L) y aún se tienen partículas de hierro que por su tamaño no pudieron quedar retenidas en la etapa anterior y escaparon en el flujo.

La segunda barrera de tratamiento permitió garantizar niveles de hierro total entre 0.2 y 1.3 mg/L y un promedio de 0.7 mg/L, con una desviación estándar de 0.3; la eficiencia de remoción de esta etapa fue del 56 %, indicando que se requiere de la tercera barrera de tratamiento para garantizar

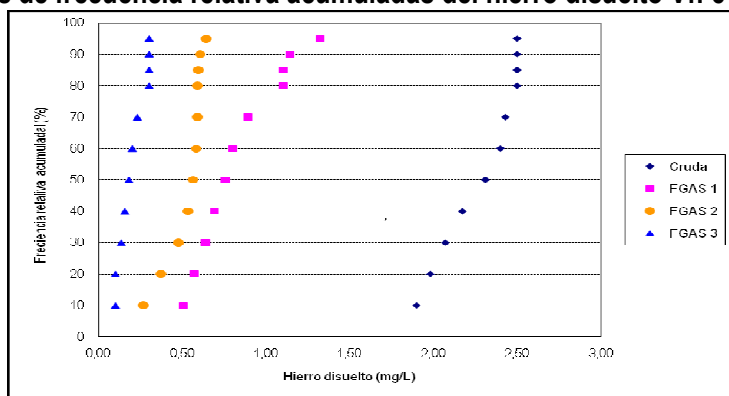
niveles por debajo de 0.3 mg/L. Finalmente la tercera unidad de filtración que posee la capa predominante de menor tamaño con respecto a las otras unidades (1/8" – 1/16"), tuvo una eficiencia promedio del 58 %, con un efluente medio de 0.3 mg/L.

- **Hierro Disuelto**

La concentración en el agua cruda de acuerdo con lo observado en la gráfica 5, se encuentra entre 1.9 y 2.5 mg/L, con un promedio de 2.2 ± 0.3 mg/L. la primera barrera de tratamiento tuvo una eficiencia de remoción promedio del 64 %, permitiendo un efluente entre 0.3 y 1.5 mg/L, manteniéndose el 95 % del tiempo por debajo de 1.1 mg/L. La segunda barrera de tratamiento permite disminuir la concentración de hierro disuelto el 95 % del tiempo a concentraciones menores a 0.6 mg/L, con una eficiencia promedio del 32 %. Mientras que el efluente del filtro 3 logra valores entre 0.1 y 0.3 mg/L (Ver gráfica 8), con un promedio en 0.2 mg/L. El 95 % del tiempo la concentración efluente está por debajo de 0.3 mg/L.

La eficiencia de remoción de la tercera etapa es del 57 %. En conjunto las tres fases de filtración remueven en promedio el 91 % del hierro disuelto contenido en el agua, permitiendo niveles por debajo de 0.3 mg/L. La primera fase de filtración reduce la mayor cantidad del hierro disuelto.

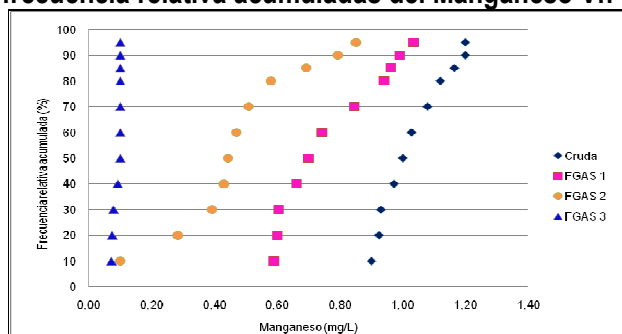
Gráfica 5. Curvas de frecuencia relativa acumuladas del hierro disuelto Vf: 5 m/h



- **Manganeso**

El comportamiento del manganeso en las diferentes fases de filtración se presenta en la gráfica 6. La concentración de manganeso en el agua cruda fue en promedio de 1.0 mg/L, manteniéndose el 95 % del tiempo por debajo de 1.2 mg/L. El efluente del primer filtro en gravas se mantiene entre 0.34 y 1.14 mg/L, con una media de 0.67 mg/L. La eficiencia de remoción de esta etapa es solamente del 31 %. La segunda barrera de tratamiento presenta mayor eficiencia de remoción 45 % y finalmente la última etapa juega el papel más importante en la remoción de manganeso, con una eficiencia del 71 %. Para este parámetro la mayor reducción se obtiene con la última fase de filtración. Al analizar el comportamiento del hierro y el manganeso en su conjunto, evidencian la importancia del concepto de barreras múltiples y tratamiento integral pues conjuntamente las tres etapas de filtración logran la reducción progresiva del hierro y el manganeso, siendo clave las tres fases de tratamiento evaluadas.

Gráfica 6. Curvas de frecuencia relativa acumuladas del Manganese Vf: 5 m/h



Al final del tratamiento la concentración efluente fue en promedio de 0.1 mg/L con una desviación estándar de 0.03. La concentración obtenida se mantiene por debajo de lo exigido en la reglamentación Colombiana para el manganeso el cual no debe superar 0.1 mg/L.

- **Cloro Residual**

El comportamiento de la demanda del cloro para la oxidación del hierro y el manganeso se muestra en la gráfica 7, en la cual se relaciona la concentración afluente y el efluente al final del tratamiento es decir a la salida del filtro 3. Los resultados indican que el 95 % del tiempo el cloro aplicado al sistema de tratamiento para la oxidación del hierro y el manganeso se mantiene en 17 mg/L. Al final del tratamiento, el cloro residual se encuentra entre 0.1 y 0.3 mg/L, siendo consumido por la oxidación de los compuestos en un 98 % (Ver gráfica 7).

Los resultados de la concentración residual indican que se debe hacer ligeros incrementos en la dosificación afluente a fin de que en el efluente se puedan tener concentraciones mínimas de 0.3 mg/L para garantizar el cumplimiento de los valores guías de calidad de agua. En la foto 2b, se observa la formación y acumulación de partículas gelatinosas formadas y que pasaron a través del lecho.

Gráfica 7. Comportamiento del cloro Vf: 5 m/h.

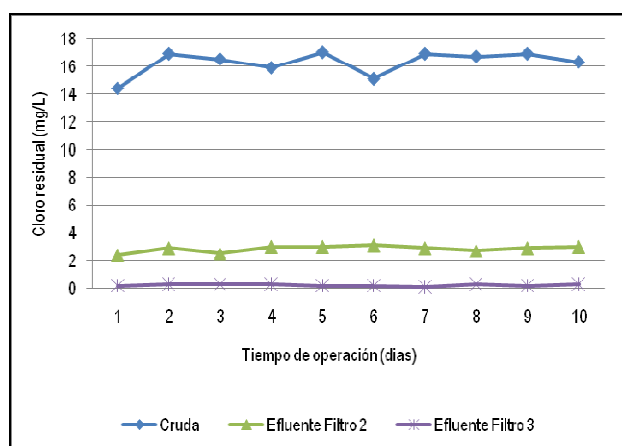
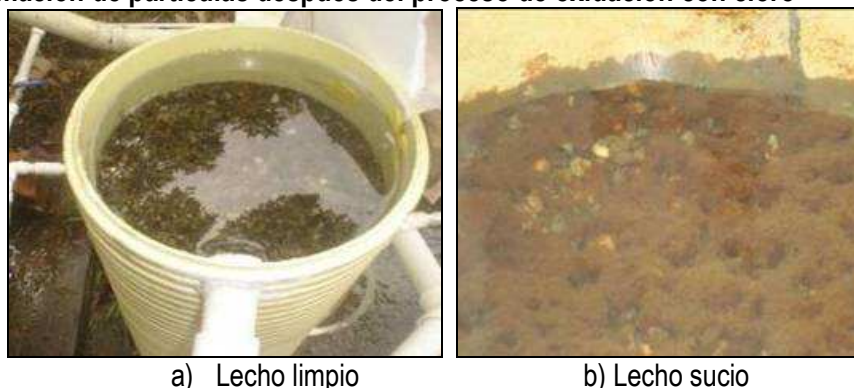


Foto 1. Formación de partículas después del proceso de oxidación con cloro



- **pH y color aparente**

En las tablas 20 y 21, se relacionan las estadísticas descriptivas para los valores del pH y el color. Los resultados del pH, indican que este parámetro no tuvo variaciones significativas (ver tabla 20). Los leves incrementos se deben posiblemente a la adición del cloro, en forma de hipoclorito de sodio el cual tiende a incrementar este parámetro a través de las unidades de filtración. Pero el valor se mantiene al final del tratamiento el 95 % del tiempo inferior a 6,6 unidades y mínimo en 6.3 unidades. En el agua cruda el pH se mantiene en el rango recomendado por Petrusevski, 2003 para garantizar una eficiente acción del oxidante para la precipitación del hierro y el manganeso (entre 4 y 10 unidades, con un óptimo de 7 unidades).

El color aparente se mantuvo en el agua cruda entre 37 y 46 UPC y el 95% del tiempo estuvo por debajo de 45 UPC con una desviación estándar de 2.7 (ver tabla 21). La mediana para este parámetro en el efluente del FGAS₃, fue de 4 UPC. El valor máximo establecido en la Resolución 2115 de 2007 es de 15 UPC, siendo este parámetro removido satisfactoriamente por el sistema de filtración, manteniendo una remoción media del 90%.

Tabla 20. Estadísticas descriptivas del comportamiento del pH, Vf: 5.0 m/h; Hierro: 4.2mg/L, Manganeso: 1.0 mg/

Estadística Descriptiva	pH Cruda	pH Efluente FGA1	pH Efluente FGA 2	pH Efluente FGA 3
Máximo	6,6	6,5	6,6	6,7
Mínimo	6.3	6.3	6.3	6.3
Mediana	6,5	6,4	6,4	6,5
Desviación estándar	0.1	0.1	0.1	0.1
PERCENTIL 95	6,5	6,5	6,5	6,6

Tabla 21. Estadísticas descriptivas del comportamiento del color aparente, Vf: 5.0 m/h

Estadística Descriptiva Color UPC	Color UPC Cruda	Color UPC Efluente FGA1	Color UPC Efluente FGA 2	Color UPC Efluente FGA 3
Máximo	46	37	11	13
Mínimo	37	30	7	2
Mediana	42	34	10	4

Estadística Descriptiva Color UPC	Color UPC Cruda	Color UPC Efluente FGA1	Color UPC Efluente FGA 2	Color UPC Efluente FGA 3
Desviación estándar	2,7	2,1	1.0	2,9
PERCENTIL 95	45	36	11	10

La barrera que mejor desempeño tuvo para la remoción de este parámetro es la segunda etapa de filtración (efluente FGAS₂), con una eficiencia del 71 %. El efluente de esta unidad, garantiza los niveles máximos permisibles por la normatividad Colombiana para el parámetro de color aparente.

Las fotos 3 a 5 fueron tomadas con ayuda de un estereoscopio (ocular GSWH 10X/22), al inicio de la evaluación y después de una carrera de filtración del sistema de tratamiento. En las fotografías se puede apreciar el cambio de color en el medio filtrante, indicando que las partículas de hierro y manganeso una vez se precipitan por el efecto de la oxidación con el cloro, pueden estar influenciadas por fenómenos de adherencia.

Foto 2. Grava 1" – ¾" a) limpia b) sucia



Foto 3. Grava ¾" – ½" a) limpia b) sucia



Foto 4. Grava ½" – ¼" a) limpia b) sucia



Foto 5. Grava 1/4" - 1/8", a) limpia y b) sucia



Foto 6. Grava 1/8" - 1/16" a) limpia y b) sucia



6.2.2 Comportamiento de las unidades de filtración operando con una V_f de 3.5 m/h

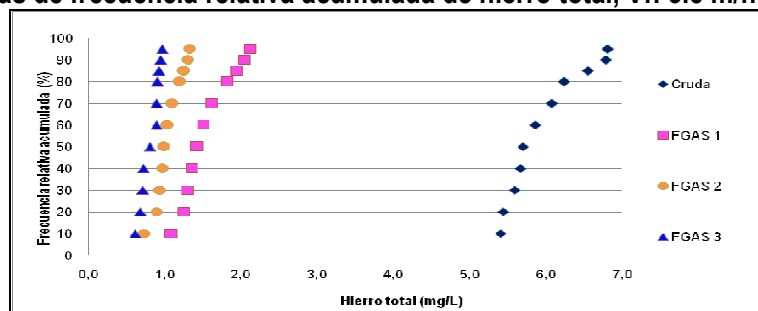
El comportamiento del hierro total, hierro disuelto, manganeso, cloro, color aparente y pH, se observa a continuación en las Gráficas 8 a 11 y en las tablas 22 y 23, respectivamente. El comportamiento de cada parámetro se describe a continuación. Para esta evaluación la concentración aplicada de hierro fue 5.9 mg/L.

- **Hierro Total**

La concentración media afluente de hierro total según la gráfica 8, fue de 5.9 mg/L, con un máximo de 6.8 mg/L y un valor mínimo de 5.3 mg/L. La concentración media en el efluente, al final del sistema de tratamiento fue de 0.76 ± 0.2 mg/L, obteniéndose una eficiencia de remoción del hierro total al final del sistema de tratamiento entre el 89% y el 96 %. Aunque la eficiencia de remoción es alta, la concentración efluente supera el valor de 0.3 mg/L de la guía de calidad de agua, indicando que se requiere otra etapa de tratamiento o que se debe ajustar la velocidad de filtración.

Para la concentración aplicada de 5.9 mg/L de hierro, operando con una velocidad de filtración de 3.5 m/h, la primera barrera de tratamiento, tuvo una eficiencia del 75%, presentando el mejor desempeño, con respecto a las dos barreras de tratamiento siguientes, las cuales removieron el 35 % y el 22 %, respectivamente. En este caso el FGA 1 también mostró un alto desempeño en la remoción del hierro, tal como se aprecia en la grafica 8.

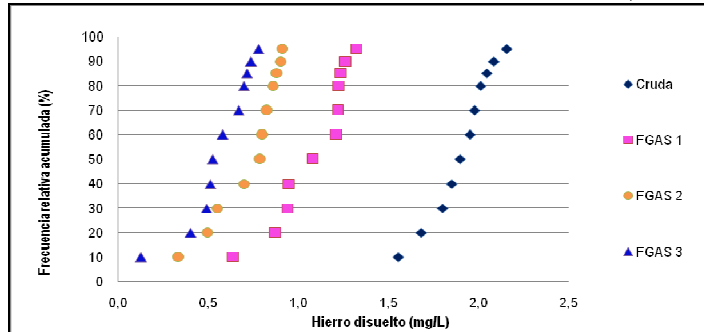
Gráfica 8. Curvas de frecuencia relativa acumulada de hierro total, Vf: 3.5 m/h



- **Hierro Disuelto**

El comportamiento del hierro disuelto se presenta en la gráfica 9. La concentración afluente del hierro disuelto se encuentra entre 1.3 y 2.2 mg/L, con un valor promedio de 1.9 mg/L. El hierro disuelto en el efluente del filtro 3 se mantiene entre 0.04 y 0.8 mg/L. El 95 % del tiempo la concentración efluente se mantuvo por debajo de 0.78 mg/L. La eficiencia de remoción total del sistema para el hierro disuelto en promedio fue del 73 %. El FGA 1, tuvo una eficiencia de remoción del 47 %, el FGA 2, del 31 % y finalmente el FGA 3, del 28 %. Es decir que nuevamente el mejor comportamiento, para este parámetro la obtuvo el FGA 1, que posee las gravas de mayor tamaño en su capa predominante de 13 mm – 6 mm, con respecto a las siguientes barreras de tratamiento.

Gráfica 9. Curvas de frecuencia relativa acumulada de hierro disuelto, Vf: 3.5 m/h

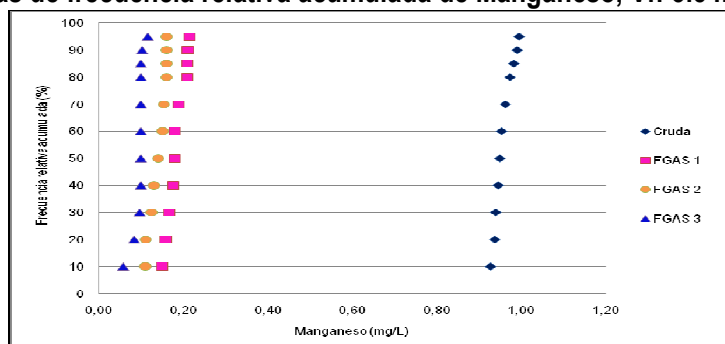


- **Manganeso**

El comportamiento del manganeso se aprecia en la grafica 10. La concentración de manganeso en el agua cruda fue en promedio de 1.0 mg/L, manteniéndose entre 0.91 y 1,2 mg/L. En el efluente del FGA₃ el valor medio de este parámetro fue de 0.1 mg/L con una desviación estándar de 0.04. En este caso también, el efluente del filtro 1, tuvo la mayor eficiencia (81%) de reducción del manganeso. Aunque la eficiencia de remoción fue alta, no fue suficiente para la reducción por debajo del valor guía (0.1 mg/L), por lo que son necesarias las otras etapas de filtración. El FGA 2, mantuvo la concentración en promedio en $0.14 \pm 0,02$ mg/L, con una eficiencia de remoción del 25%. La concentración se mantiene el 95 % del tiempo inferior a 0.16 mg/L, valor que requiere de la barrera adicional para su remoción dado que sobrepasa el nivel máximo de 0.1 mg/L.

La concentración del manganeso en el efluente del FGA 3, se mantuvo en promedio en $0,09 \pm 0,02$ mg/L, valor que cumple con el valor guía de la reglamentación. La eficiencia en la remoción de este parámetro no se vio afectada por el incremento en la concentración del hierro en el agua cruda permitiendo una eficiencia total del 90%. El comportamiento de este parámetro muestra que el proceso de oxidación puede ser más lento para el manganeso siendo necesario garantizar un tiempo de contacto mayor a 30 minutos, operando bajo condiciones de pH entre 6.5 – 9.0 unidades, eso puede explicar la necesidad de los filtros 2 y 3.

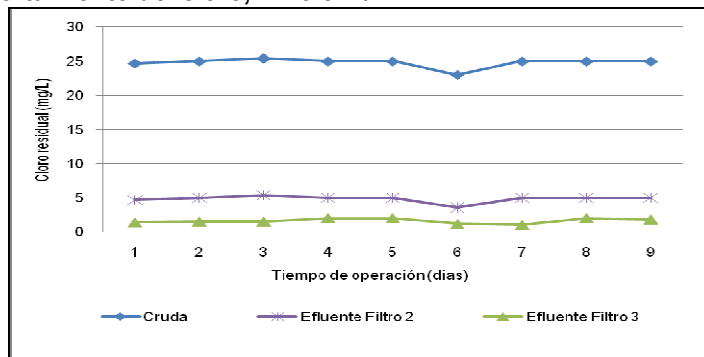
Gráfica 10. Curvas de frecuencia relativa acumulada de Manganeso, Vf: 3.5 m/h



- **Cloro Residual**

El cloro residual tuvo el comportamiento que se presenta la gráfica 11. Como se indicó en la Tabla 12, la concentración de cloro requerida teóricamente para precipitar el hierro y el manganeso contenido en el agua y operando con una tasa de filtración de 3.5 m/h, fue de 25 mg/L. La demanda para la oxidación del hierro y el manganeso fue menor al 90% con relación a la concentración inicial y manteniendo un residual al final del tratamiento entre 1 y 2 mg/L. De igual forma que en las carreras anteriores, el residual de cloro se mantuvo por debajo de la concentración residual permitida por la Resolución 2115 de 2007, el cual establece que se debe mantener entre 0.3 mg/L y 2.0 mg/L. Con el residual obtenido, no se requiere de una nueva dosificación, garantizando la protección del agua en los sistemas de distribución.

Gráfica 11. Comportamiento del cloro, Vf: 3.5 m/h



- **pH y color aparente**

El comportamiento del pH y el color aparente se observan en las tablas 22 y 23. El comportamiento del pH (Ver tabla 22), no se ve afectado significativamente por la adición del cloro en ninguna de las evaluaciones realizadas, sin embargo se observa una leve tendencia a incrementarse, lo cual puede estar asociado a la forma del cloro utilizada, que corresponde a cloro líquido (hipoclorito de sodio).

Tabla 22. Comportamiento del pH para las velocidades de filtración de 3.5 m/h

Estadística Descriptiva	pH (unidades)			
	Cruda	Efluente FGA1	Efluente FGA 2	Efluente FGA 3
Máximo	7,9	8,1	8,2	8,2
Mínimo	6,9	6,2	6,2	6,5
Mediana	7,2	7,3	7,3	7,3
Desviación estándar	0.3	0,5	0,5	0,5
Percentil 95	7,8	7,9	7,9	7,9

El pH obtenido en el efluente de las unidades de filtración se mantuvo entre 6.5 y 8.2 unidades, no requiriendo en ninguno de los casos ajuste de pH para cumplir con el rango establecido por la legislación Colombiana (6.5 – 9.0 unidades). El 95% del tiempo el pH se mantuvo por debajo de 7.8 unidades en el agua cruda y en 7.9 unidades en el efluente de los filtros.

Tabla 23. Comportamiento del color aparente para la velocidad de filtración de 3.5 m/h

Estadística Descriptiva	Color UPC			
	Cruda	Efluente FGA1	Efluente FGA2	Efluente FGA3
Máximo	131	101	74	51
Mínimo	27	14	7	6
Mediana	86	34	31	24
Desviación estándar	34	31	19	13
Percentil 95	128	100	57	42

El parámetro color aparente, presenta un valor medio en el afluente de 86 UPC. El efluente del FGA₃, se mantiene el 95 % del tiempo por debajo de 42 UPC, valor que supera la norma, el cual debe ser inferior a 15 UPC. La eficiencia de remoción media del primer filtro para el color aparente fue del 46 %, en el segundo filtro 32 % y en el tercer filtro del 20 %. Aunque la eficiencia de remoción es la esperada para unidades de filtración gruesa ascendente, los altos niveles de color aparente, asociados al incremento de la concentración del hierro para esta evaluación, no alcanzan a ser removidos eficientemente por la configuración establecida, indicando que barreras adicionales serán necesarias.

6.2.3 Comportamiento de las unidades de filtración para una Vf: de 2 m/h.

En las gráficas 12 a 15, y en las tablas 24 y 25, se observa el comportamiento de los parámetros medidos. La disminución de la velocidad de filtración obedeció especialmente al incremento de la concentración de hierro total en el agua afluente. Con esta velocidad de filtración se garantizó un

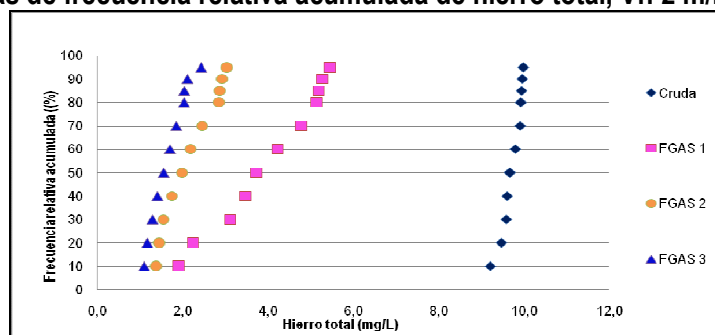
tiempo teórico de retención de 28 minutos para cada unidad de filtración. El comportamiento de cada parámetro se describe a continuación.

- **Hierro Total**

En la gráfica 12, se observa el comportamiento del hierro total, operando con una velocidad de filtración de 2.0 m/h. La concentración de hierro total en el afluente se mantuvo entre 9.2 y 10 mg/L, con un valor medio de 9.7 ± 0.3 mg/L. El efluente del filtro 1, presenta concentraciones de este parámetro entre 1.7 y 5.7 mg/L. Los valores más altos observados para el hierro total pueden corresponder a traspase de hierro generados por desprendimiento de los materiales adheridos en la grava superficial, los cuales salen en el efluente para la siguiente unidad de filtración. El desprendimiento de ese material adherido obligó a realizar las operaciones de lavado de la unidad, más por deterioro de la calidad del agua efluente que por la máxima pérdida de carga alcanzada en la unidad de filtración.

En el FGA1 se tuvo una eficiencia de remoción del 61%; esta la eficiencia no logró disminuir la concentración hasta los niveles permisibles. El efluente del FGA2, alcanzó una eficiencia del 41% y las concentraciones en el efluente estuvieron entre 1.3 y 3.2 mg/L, valores que superan la normatividad. Finalmente el efluente del FGA3 la eficiencia de remoción fue solo del 20%, con efluentes de hierro total entre 1 y 2.8 mg/L, superando el valor máximo establecido por la norma de 0.3 mg/L. El 95 % del tiempo la concentración efluente está por debajo de 2.5 mg/L. La eficiencia de remoción total del sistema al final del FGA3 fue del 83 %, indicando la necesidad de un mayor número barreras de tratamiento o de ajustes en la velocidad de filtración sobre todo de las dos últimas fases de filtración. Nuevamente el mayor trabajo fue realizado por la primera etapa de filtración, la cual posee una capa de gravas entre 13 mm y 6 mm.

Gráfica 12. Curvas de frecuencia relativa acumulada de hierro total, Vf: 2 m/h

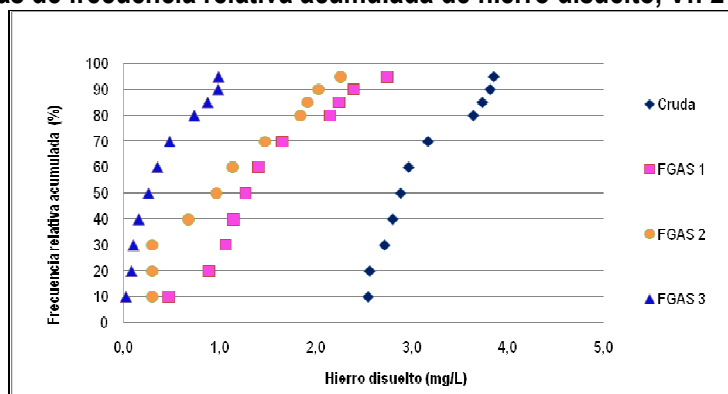


- **Hierro disuelto**

De acuerdo a la gráfica 13, la concentración de hierro disuelto en el agua cruda se encuentra entre 2.5 y 3.9 mg/L, con un promedio de 3.0 mg/L. El FGA 1 presentó una eficiencia de remoción del 53 % y una concentración media de hierro disuelto de 1.4 mg/L. El efluente del FGA 2 se mantuvo entre 0.3 y 2.5 mg/L, con un promedio de 1.1 ± 0.8 mg/L y logró una eficiencia de remoción del 28 %.

En la última barrera de tratamiento, el hierro disuelto en el efluente del FGA₃ se mantuvo entre 0.04 y 1.0 mg/L, el 95 % del tiempo la concentración efluente estuvo por debajo de 1.0 mg/L y la eficiencia de remoción fue del 66 %. La eficiencia de remoción total del sistema de las tres unidades de filtración para el hierro disuelto fue del 88 %. El comportamiento de este parámetro indica que para concentraciones en el afluente entre 9.2 y 10 mg/L, el sistemas de tres unidades de filtración en serie no garantiza la total remoción del hierro disuelto; por lo tanto, serán necesarias barreras adicionales hasta lograr las concentraciones requeridas en las guías.

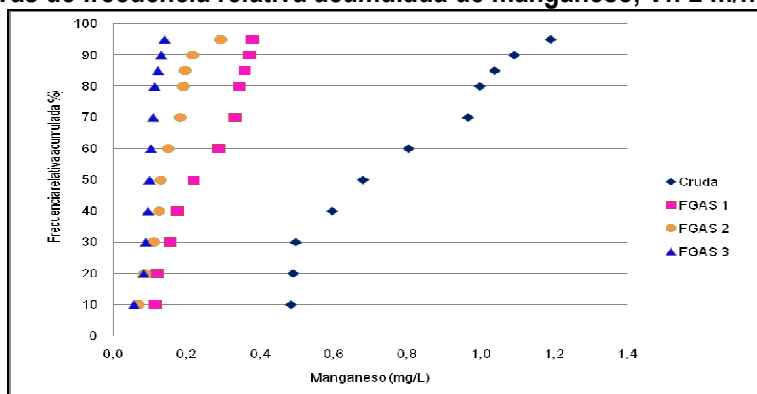
Gráfica 13. Curvas de frecuencia relativa acumulada de hierro disuelto, Vf: 2 m/h



- **Manganeso**

Para esta evaluación, el comportamiento del manganeso en el sistema de filtración se observa en la gráfica 14. Al inicio de la carrera de filtración casi todo el manganeso es removido en el FGA1, posteriormente el sistema pierde eficiencia haciendo que gran parte sea removido en el FGA3. La concentración afluente de manganeso fue en promedio de 0.8 mg/L, manteniéndose el 95% del tiempo por debajo de 1.2 mg/L. El efluente del FGA1, presentó una eficiencia de remoción del 70 %, con un valor mínimo 0.1 mg/L y máximo de 0.4 mg/L.

Gráfica 14. Curvas de frecuencia relativa acumulada de manganeso, Vf: 2 m/h



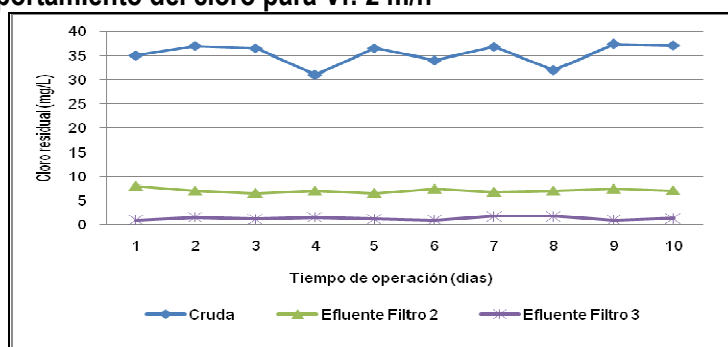
La segunda barrera presentó una eficiencia de remoción del 30%, manteniéndose el efluente entre 0.05 y 0.37 mg/L. En el FGA3, la concentración media del efluente fue de 0.1 mg/L, para una

eficiencia del 28%. Al igual que para la evaluación 2, operando con una velocidad de filtración de 3.5 m/h, la primera unidad fue la más eficiente, pero las unidades siguientes son importantes para pulir el tratamiento en especial para remover el manganeso a los niveles deseados.

- **Cloro residual**

El comportamiento del cloro se aprecia en la gráfica 15, e indica que el cloro en el afluente se mantuvo entre 31 y 37 mg/L, con un promedio de 35 mg/L. Al final del proceso de filtración, el cloro se mantuvo en el efluente del FGA3, entre 1.0 mg/L y 1.7 mg/L, valores que se encuentran dentro del rango establecido en la Resolución 2115 de 2007. El cloro es consumido en un 97 %, debido a las reacciones de oxidación entre el hierro y el manganeso.

Gráfica 15. Comportamiento del cloro para Vf: 2 m/h



- **pH y color aparente**

En las tablas 24 y 25, se observa el comportamiento del pH y del color aparente para una Vf de 2.0 m/h y una concentración promedio de hierro total y manganeso de 9.7 mg/L y 0.8 mg/L, respectivamente. Al observar el comportamiento del pH (Ver Tabla 24), se identifica que este parámetro no se vió afectado significativamente por la adición del cloro.

Según los datos de la Tabla 24, el pH del agua se mantiene el 95% del tiempo por debajo de 8.1 unidades en el agua cruda y en 8.3 unidades en el efluente de los filtros, presentándose un leve incremento por las propiedades del producto utilizado. En el afluente el pH se mantuvo en el rango recomendado por Petrusevski, 2003 para garantizar una eficiente acción del oxidante (entre 4 y 10 unidades, óptimo 7 unidades). El máximo valor de pH en el efluente de las unidades de filtración fue de 8.5, con un mínimo de 7.2 unidades, no requiriendo en ninguno de los casos ajuste de pH para cumplir con el rango establecido por la legislación Colombiana (6.5 – 9.0 unidades).

Tabla 24. Comportamiento del pH para las velocidades de filtración de 2 m/h

pH Estadística Descriptiva	pH Afluente	pH Efluente FGA1	pH Efluente FGA 2	pH Efluente FGA3
Máximo	8,3	8,2	7,9	8,5
Mínimo	7,1	7,0	6,9	7,2
Mediana	7,5	7,8	7,8	7,8
Desviación estándar	0,4	0,3	0,3	0,3

pH Estadística Descriptiva	pH Afluente	pH Efluente FGA1	pH Efluente FGA 2	pH Efluente FGA3
PERCENTIL 95	8,1	8,1	7,9	8,3

Tabla 25. Comportamiento del color aparente para la velocidad de filtración de 2.0 m/h

Color UPC Estadística Descriptiva	Color UPC Afluente	Color UPC Efluente FGA1	Color UPC Efluente FGA 2	Color UPC Efluente FGA3
Máximo	283	218	209	177
Mínimo	82	69	55	42
Mediana	152	117	113	92
Desviación estándar	65	52	54	42
PERCENTIL 95	258	208	194	151

Los valores obtenidos de color aparente que se relacionan en la tabla 25, presentaron valores en el afluente entre 82 y 283 UPC. En la última etapa de tratamiento, (efluente del filtro 3), el color aparente se mantuvo el 95 % del tiempo por debajo de 151 UPC, requiriendo de barreras adicionales para lograr la remoción del color. La eficiencia de remoción fue del 44 % al final del sistema de tratamiento. El alto contenido de color se asocia también a la alta concentración de hierro total obtenido en el efluente del filtro 3, con valores entre 1 y 2.8 mg/L.

De acuerdo con los reportes de Galvis, *et al*, 1999, para unidades de filtración gruesa ascendente en capas operando con velocidades de filtración entre 0.3 y 0.6 m/h, las eficiencias de remoción de color se encuentran entre el 20 y el 50 %. Es decir que el incremento de la velocidad de filtración, no afectó las eficiencias de remoción y en los casos donde el parámetro superó la norma, fueron en aquellos donde el valor máximo permisible de la tecnología fue superado.

6.3 Síntesis de la evaluación.

Con base en los resultados obtenidos para los diferentes parámetros de calidad medidos y las eficiencias alcanzadas por cada unidad de filtración para las distintas concentraciones aplicadas y velocidades de filtración, se hizo una primera aproximación que muestra para diferentes calidades de agua las posibles barreras de tratamiento necesarias para remover cada parámetro considerado hasta alcanzar los valores guías de la norma de calidad del agua. Para el análisis se hizo la estadística de los datos, haciendo pruebas Anova y Post-Anova, para determinar si los valores obtenidos al final de la línea de los FGA1, 2 y 3 son los mismos independientemente de la concentración de Hierro-Manganeso afluente o si por el contrario existen cambios o diferencias significativas cuando se pasa de una concentración a otra (ver Anexo 6). Las pruebas Anova indicaron que para los parámetros de hierro total y disuelto, manganeso y Cloro, hay diferencias entre las medias de las muestras (se rechazó la hipótesis nula de que las medias eran iguales), por lo tanto se procedió a realizar las respectivas pruebas Post-Anova. También se hizo el contraste de homogeneidad de varianzas y el supuesto de normalidad mediante la prueba de Kolmogorov Smirnov.

Cuando se realizó de nuevo el análisis de varianza, se observó que hay diferencias significativas entre los tratamientos (valor p o significancia es menor que el α de 0.05, se rechazó la H_0), es decir

que los valores de las mediciones en el efluente de la tecnología FGA no fueron iguales en todas las concentraciones y el desempeño de la tecnología fue diferente dependiendo de las concentraciones de Hierro-Manganeso aplicadas al agua afluente. Esto se confirmó con las pruebas de comparaciones múltiples, las cuales reportaron diferencias significativas entre todos los grupos o tratamientos. Las pruebas de Kolmogorov Smirnov, indicaron que se cumplió con el supuesto de normalidad, es decir que el modelo aplicado fue adecuado para los datos y existe confiabilidad en los resultados obtenidos. Las pruebas de contraste para los pares de tratamientos, indicaron que hay diferencias significativas entre los efectos medios de la concentración 4.2 mg/L y las concentraciones de 5.9 mg/L y 9.7 mg/L. Pero los efectos medios entre las concentraciones 5.9 mg/L y 9.7 mg/L no difirieron estadísticamente (ver anexo 6 Tabla A. 6.12).

El parámetro manganeso, no cumplió con el supuesto de normalidad pero si con el de homogeneidad de varianzas, entonces se recurrió a técnicas no paramétricas para contrastar la hipótesis de que los valores medios del manganeso en el efluente de la tecnología FGA no difieren significativamente de una concentración a otra. La prueba usada para ello fue la de Kruskal Wallis (ver resultados en el anexo 6, Tabla A 6-13), la cual es una prueba análoga a la Anova. Los resultados de la prueba no paramétrica, para el manganeso indicaron que no se tuvieron diferencias significativas entre los valores medios del manganeso en el efluente de la tecnología FGA con respecto a las concentraciones afluentes de Hierro total adicionadas.

Una vez realizadas las pruebas estadísticas se realizó el análisis para encontrar la significancia del cambio en cada uno de los parámetros analizados para cada línea de tratamiento de tres filtros y para cada concentración aplicada (ver anexo 7), se calcularon estadísticas descriptivas y se elaboraron los diagramas de cajas y alambres para cada parámetro. Sobre la base de los resultados estadísticos del anexo 7, se elaboraron las Tablas 26 a 30, donde se presentan las matrices de las principales variables monitoreadas. En estas tablas se relacionan, las muestras que se encuentran por debajo del límite máximo establecido por la Norma Colombiana (Resolución 2115 de 2007) y la significancia del cambio del valor promedio de la variable medida cuando se pasa del FGA1 al FGA2 y posteriormente al FGA3.

Tabla 26. Variables para el hierro Total

Variable Estadística			FILTROS		
			FGA1	FGA2	FGA3
CONCENTRACION INICIAL DE HIERRO ¹	4.2 mg/L	Mediana	1.78	0.91	0.22
		significancia del cambio	0	0	0
		Mediana u/d removidas	2.30	1.14	0.63
		Unidades que están por debajo del valor limite	0%	8%	92%
		Percentil 90	2.82	1.48	0.39
	5.9 mg/L	Mediana	1.5	1.045	0.80
		Significancia del cambio	0	0	0
		Mediana u/d removidas	4.35	0.39	0.21
		Unidades que están por debajo del valor limite ¹	0%	10%	10%
		Percentil 90	2.05	1.41	0.905
	9.7 mg/L	Mediana	3.5	2.05	1.47
		Significancia del cambio	0	0	0
		Mediana u/d removidas	6.11	2.04	0.345
		Unidades que están por debajo del valor limite	0%	0%	0%
		Percentil 90	5.27	2.92	2.14

¹El valor límite para el hierro es de 0.3 mg/L

Tabla 27. Variables para el Manganeso

Variable Estadística			FILTROS		
			1	2	3
CONCENTRACION INICIAL DE MANGANESO	1.0 mg/L	Mediana	0.7	0.44	0.1
		significancia del cambio	0	0	0
		Mediana u/d removidas	0.29	0.265	0.35
		Unidades que están por debajo del valor límite	%	16,67%	100%
		Percentil 90	1.01	0.81	0.1
	0.95 mg/L	Mediana	0,21	0.15	0.1
		Significancia del cambio	0	0.0006	0.0002
		Mediana u/d removidas	0.77	0.055	0.05
		Unidades que están por debajo del valor límite ²	5%	43%	91%
		Percentil 90	0.507	0.308	0.12
	0.8 mg/L	Mediana	0.38	0.185	0.1
		Significancia del cambio	0	0	0,001
		Mediana u/d removidas	0,4	0.15	0,07
		Unidades que están por debajo del valor límite	15%	42%	90%
		Percentil 90	0.73	0.536	0.132

²El valor límite para el manganeso es de 0.1 mg/L

Tabla 28. Variables para el Cloro

Variable Estadística			Agua Cruda	Ef. Filtro 3 ³
CONCENTRACION INICIAL DE HIERRO Y MANGANESO	4.2 mg/L y 1 mg/L	Mediana	2.9	0.2
		significancia del cambio	0	
		Mediana u/d removidas	2.7	
		Unidades que están por debajo del valor límite	0%	100%
		Percentil 90	3.0	0.3
	5.9 mg/L y 0.95 mg/L	Mediana	5.0	1.8
		Significancia del cambio	0	
		Mediana u/d removidas	3,2	
		Unidades que están por debajo del valor límite ⁴	0%	90%
		Percentil 90	5.22	2.02
	9.7 mg/L y 0.8 mg/L	Mediana	7.0	1.3
		Significancia del cambio	0	0
		Mediana u/d removidas	5,5	
		Unidades que están por debajo del valor límite	0%	100%
		Percentil 90	7.46	1.71

³El valor límite para el Cloro residual está entre 0.3 y 2mg/L

Tabla 29. Variables para el Color aparente

Variable Estadística			FILTROS		
			1	2	3
CONCENTRACION INICIAL DE HIERRO Y MANGANESO	4.2 mg/L y 1 mg/L	Mediana	33.2	9.96	4.37
		Significancia del cambio	0	0	0.001
		Mediana u/d removidas	8.3	23.9	5.33
		Unidades que están por debajo del valor límite	0%	95%	100%
		Percentil 90	36.8	10.6	6.6
	5.9 mg/L y 0.95 mg/L	Mediana	34.5	31	20.85
		Significancia del cambio	0	0	0
		Mediana u/d removidas	32.15	12	10
		Unidades que están por debajo del valor límite ⁴	5%	30%	35%
		Percentil 90	89	41	31

Variable Estadística			FILTROS		
			1	2	3
9.7 mg/L y 0.8 mg/L	Mediana		86	67	72.1
	Significancia del cambio		0	0	0
	Mediana u/d removidas		20	11	12
	Unidades que están por debajo del valor límite		0%	0%	0%
	Percentil 90		155.5	159.8	116.3

⁴El valor límite del Color es de 15 UPC.

Para el parámetro pH, la matriz se realizó teniendo en cuenta los valores límites óptimos de este parámetro en el agua para consumo humano, es decir todos los valores de pH que se encuentran entre 6.5 y 9.0 unidades, tal como lo exige la Resolución 2115 de 2007. En esta matriz se incluyeron valores de los datos en porcentaje, que se encuentran en cada rango de valores del pH para cada efluente y para cada concentración inicial de hierro total y manganeso (ver tabla 30). Los porcentajes fueron calculados tal como indica a continuación:

$$\frac{\text{Número de datos que están dentro del rango } i}{\text{Número total de datos}}$$

Tabla 30. Variable pH

Punto de muestreo	pH ⁵ (unidades)	Concentración inicial de Hierro-Manganeso		
		4.2 mg/L y 1 mg/L	5.9 mg/L y 0.95 mg/L	9.7 mg/L y 0.8 mg/L
Agua Cruda	< 6.5	55%	10%	0%
	6.5 – 9.0	45%	90%	100%
	> 9.0	0%	0%	0%
Filtro 1	< 6.5	60%	10%	0%
	6.5 – 9.0	40%	90%	100%
	> 9.0	0%	0%	0%
Filtro 2	< 6.5	60%	100%	0%
	6.5 – 9.0	40%	90,0%	100%
	> 9.0	0%	0,0%	0%
Filtro 3	< 6.5	50%	10%	0%
	6.5 – 9.0	50%	90%	100%
	> 9.0	0%	0%	0%

⁵El valor límite del pH está entre 6,5 y 9.0 unidades.

En la tabla 31, se presenta la síntesis propuesta con las configuraciones recomendadas. La síntesis, integra los datos de las tablas 26 a 30 y considera la concentración del agua cruda para el hierro y el manganeso, las velocidades de filtración y el número de barreras requeridas.

La síntesis, indica que la configuración oxidación con cloro seguido de filtros en gravas en serie de flujo ascendente en capas mostró un buen desempeño cuando la concentración media de hierro total no superó los 4.2 mg/L. Para concentraciones superiores la tecnología puede ser complementada

con barreras de filtros adicionales, que requiere ser objeto de estudio a escala piloto, para analizar la mejor configuración (el subíndice indica la velocidad de filtración en m/h).

Tabla 31. Síntesis de la evaluación

Parámetros	Variable estadística	CALIDAD AGUA CRUDA		
Hierro total (mg/L)	Mediana	4,2	5,7	9,7
	P90	4,5	6,80	10,0
	Máximo	4,9	6,83	10,0
Manganeso (mg/L)	Mediana	1,0	0,95	0,7
	P90	1,2	1,0	1,1
	Máximo	1,2	1,0	1,3
Color aparente (UPC)	Mediana	42	86	152
	P90	44	125	233
	Máximo	46	131	283
pH (unidades) ⁽²⁾	Mediana	6,5	7,2	7,5
	P90	6,5	7,7	7,9
	Máximo	6,6	7,9	8,3
Etapas de tratamiento requeridas (ver características de medio filtrante en la Tabla 9)		FGA1 ₍₅₎ + FGA2 ₍₅₎ + FGA3 ₍₅₎ ¹	FGA1 _(3,5) + FGA2 _(3,5) + FGA3 _(3,5) ¹ + barreras adicionales son necesarias ⁽⁴⁾	FGA1 ₍₂₎ + FGA2 ₍₂₎ + FGA3 ₍₂₎ ¹ + barreras adicionales son necesarias ⁽⁴⁾
Concentración de cloro requerida como oxidante (mg/L) ⁽²⁾		16	21	33

¹ Velocidad de filtración en m/h.

² En caso de ser necesario ajuste pH. Mantener entre 6.5 y 7.0 unidades.

³ Siempre se debe calcular la dosis de cloro requerida haciendo el respectivo balance estequiométrica. La dosis en la tabla se calculó para el hipoclorito de sodio.

⁴ Para concentraciones de hierro total afluente de 5,7 a 9,7 mg/l que requieren más barreras de tratamiento se puede considerar la reducción de la velocidad de filtración en todo el tren de tratamiento o en las barreras de tratamiento adicionales. También se puede considerar aumentar la longitud del medio filtrante o revisar si es necesario otra dosificación cloro antes de la última etapa, para lo cual se deben hacer estudios piloto. En todos los casos se debe mantener control del pH y el cloro residual antes de la red de distribución.

La oxidación con cloro se debe aplicar para aguas subterráneas, para aguas superficiales o con alto contenido de materia orgánica no es recomendable por los riesgos de formación de subproductos de la oxidación con cloro. Las recomendaciones para el espesor y tamaño de medios filtrantes para cada etapa, se observan en la tabla 9.

6.4 Requerimientos económicos

En este ítem se desarrolla un estimativo de los costos de la tecnología, los cuales consideran: a) la inversión inicial (I.I) para la construcción, considerando como indicador para la medición del desempeño del proyecto el valor presente neto (VPN) y b) los costos relacionados con las actividades de operación y mantenimiento (O&M), los cuales son gastos asociados a la puesta en marcha del proyecto y deben realizarse durante la operación del mismo.

El VPN, se calcula con base en la suma de los flujos de caja del proyecto traídos a valor presente, utilizando una tasa de descuento (i) y el periodo del proyecto (n), el cual parte del cero cuando se inicia la inversión. La tasa de descuento utilizada fue del 11%, que corresponde a proyectos de tipo ambiental según la resolución de la Comisión Reguladora de Agua, CRA No. 509 DE 2010 y el periodo de diseño de las estructuras a 20 años, establecido según el RAS 2000 para construcción de sistemas de tratamiento de agua potable.

El análisis de costos de I.I, se realizó sobre la base de experiencias del Instituto Cinara en proyectos de diseño de plantas de tratamiento por la tecnología de filtración en múltiples etapas, que emplean unidades de FGA, desarrollados desde el 2003 hasta la fecha en localidades rurales del Valle del Cauca. Los costos de las tecnologías se actualizaron a precios del 2010, según los índices de precios al consumidor (IPC) reportados por el DANE a enero del 2010 (<http://www.ipcblog.es/ipc-diciembre-2010>).

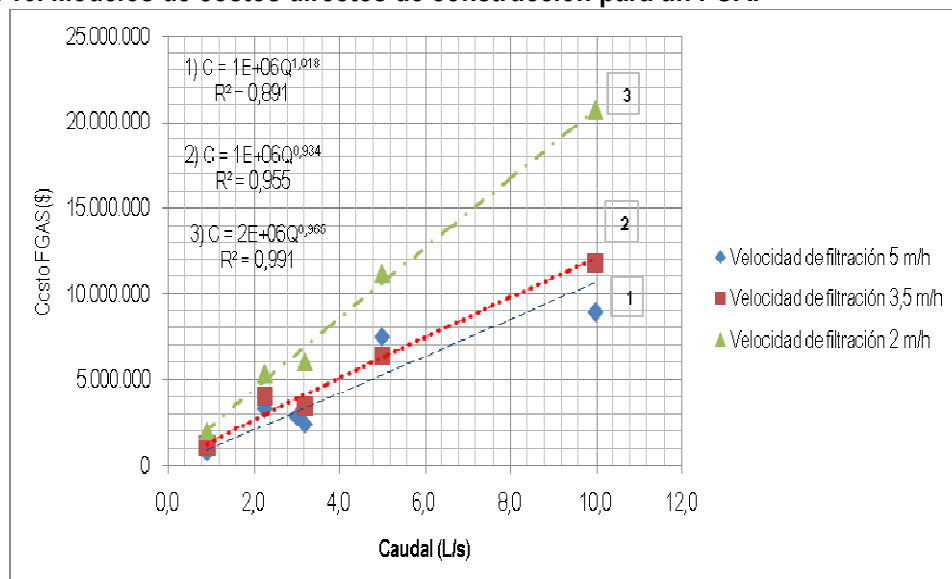
6.4.1 Análisis preliminar de Costos de construcción.

Los modelos de costos de inversión se construyeron sobre la base de la metodología desarrollada por Galvis, *et al.* 1999, se construyeron curvas de costos de inversión inicial para FGA con el siguiente rango de caudales: 1, 2, 3, 5 y 10 L/s, según tamaños poblacionales de los asentamientos rurales que usan las fuentes subterráneas para su abastecimiento.

Para el caso de los FGA, al definir las tres velocidades de filtración evaluadas (2, 3.5 y 5 m/h) para un caudal determinado, fue posible escalar proyectos diseñados con una velocidad inferior y expresar la relación en términos del área. En el Anexo 9 se relacionan los presupuestos de los FGA tomados como referencia, para diferentes localidades del Departamento del Valle del Cauca y Nariño (Cinara, 2007).

El modelo de los costos de inversión inicial de un FGA se presenta en la gráfica 16. En esa gráfica el eje de las abscisas corresponde al caudal en l/s y en el eje de las ordenadas, el costo de inversión inicial en millones de pesos Colombianos a diciembre del año 2010. Las ecuaciones derivadas de las curvas son de tipo potencial ($C = KQ^a$). El coeficiente de regresión en todos los casos fue superior a 0.9. Como se observa en la gráfica 16, los mayores costos de inversión inicial lo representan los FGA diseñados para la velocidad de filtración de 2 m/h, dado que se requiere mayor área de construcción. Al observar la tendencia del costo del L/s de cada unidad se evidencia baja economía de escala para el rango de caudales analizados. Para la remoción de hierro y manganeso de una fuente subterránea con valores de 4.2 mg/L y 1.0 mg/L, respectivamente, los costos de inversión de la planta por L/s para tres etapas de filtración, varía entre \$3.0 - \$6.6 millones de pesos, dependiendo de la velocidad de filtración empleada. Los costos corresponden solamente a la construcción de las unidades de FGA, sin incluir el sistema de aireación y dosificación de cloro que serían comunes para cualquier paquete tecnológico.

Gráfica 16. Modelos de costos directos de construcción para un FGA.



6.4.2 Análisis preliminar de costos de administración, operación y mantenimiento (O & M)

Comprende los costos en que se incurre realizar las actividades de operación y funcionamiento el sistema. Estos costos incluyen:

- Personal administrativo y de operación y mantenimiento (sueldos y prestaciones)
- Insumos químicos
- Mantenimiento de equipos.
- Análisis de calidad de agua para control operativo con la frecuencia establecida en la Resolución 2115 de 2007.

Los costos de insumos químicos se relacionan con la dosificación de cloro líquido, que se aplica como oxidante y desinfectante. Los costos de energía que se generan por el sistema de bombeo requerido para la extracción del agua subterránea, no ha sido considerada dentro de los análisis de costos realizados para el sistema de tratamiento, dado que son comunes para las distintas opciones de tratamiento, excluyendo los filtros a presión. Para las actividades eventuales, se consideraron costos asociados al mantenimiento a las bombas dos veces al año.

Los resultados indican que el mayor peso porcentual en los costos de O&M para caudales entre 1 y 5 L/s, lo representa el costo de personal (41 – 52%) y los análisis de laboratorio requeridos para el seguimiento de la calidad del agua (14 – 29%). Para caudales mayores a 5 L/s, lo representan el costo de personal (31 – 34%) y de insumos químicos (36 – 41%). El modelo de costos de administración, O&M, obtenido sobre la base del análisis se presenta en la gráfica 17. El costo de tratar un metro cubico (1 m³) de agua para las tres tasas de filtración evaluadas y el rango de caudales analizado en el estimativo de costos de 1 a 10 L/s, según el modelo de costos de

administración, operación y mantenimiento (O&M) expresado en la gráfica 17, se observa en la tabla 32.

Gráfica 17. Modelo de costos administración, O&M a VPN anuales

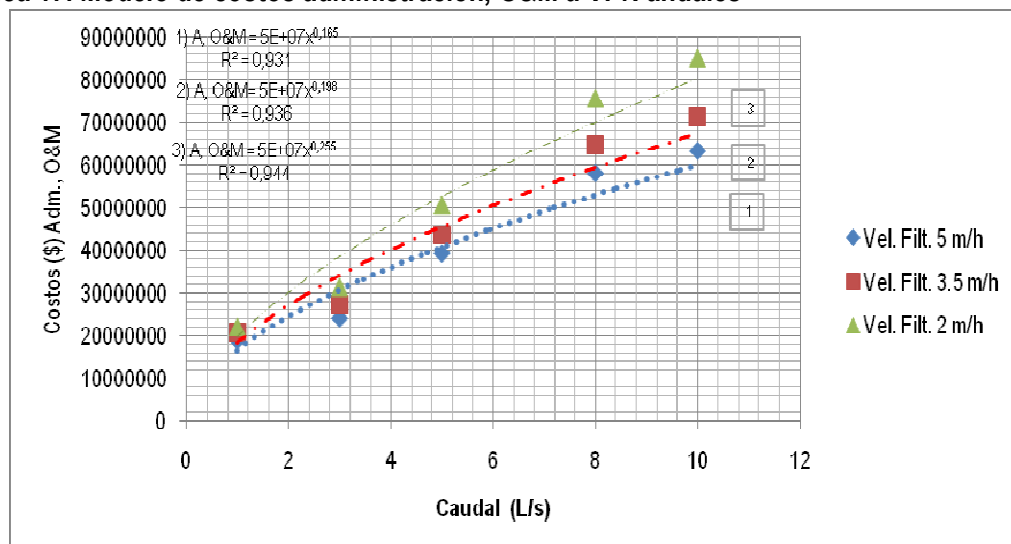


Tabla 32. Estimativo del costo de 1 m³ producido según costos de administración, operación y mantenimiento anuales

Caudal (L/s)	Tasa de filtración (m/h)		
	5.0	3.5	2.0
	Costo \$/m ³	Costo \$/m ³	Costo \$/m ³
1	611	666	710
3	260	293	337
5	253	282	326
8	234	261	305
10	204	230	274

¹ VPN: valor presente neto de los costos de administración, operación y mantenimiento anuales

De acuerdo con la Tabla 32, a menor caudal tratado mayor costos del m³ producido; adicionalmente a mayor tasa de filtración, menor costos por m³ producido, indicando que el modelo de costos de A, O&M, presenta economía de escala. Los valores de costos obtenidos están próximos a los reportados por Salamanca, 2010 (\$261/m³) para un sistema que incluye: aireación, oxidación y desinfección con cloro, acondicionamiento químico de medios, tanque de contacto, clarificador de grava, filtro grueso de grava y filtro pulidor de arena (Q= 8,0 L/s, Fe total: 0,68 mg/L y Mn: 0,20 mg/L); con la ventaja que el sistema FGA en etapas puede tratar afluentes con mayor cantidad de Fe total.

7. DISCUSION DE RESULTADOS

7.1 Transporte y adherencia de las partículas oxidadas

Teniendo en cuenta que la oxidación y posterior filtración del hierro y el manganeso para las diferentes concentraciones aplicadas en el afluente ha generado una alta y variada eficiencia de remoción en cada una de las etapas de filtración, se analizó el comportamiento de los distintos mecanismos que están interviniendo en el proceso. Para ello se emplearon los modelos matemáticos del enfoque de la teoría de las trayectorias, que indica que la filtración es más dependiente de las características químicas de la fase acuosa, las características de la superficie de la partícula en suspensión y el medio filtrante, Collins *et al*, 1994. Este enfoque afirma que para una eficiente filtración se debe tener a la vez la desestabilización de las partículas y su transporte, hecho que se ha evidenciado en el proceso de filtración evaluado. Según Yao *et al*. 1971; Omelia y Stumm, 1967, la eliminación de partículas en suspensión consta de dos pasos: transporte de partículas suspendidas en la interface sólido-líquido (en la superficie de grava o de otra partícula capturada en el lecho) y el acoplamiento de las partículas a la superficie de grava.

De otra parte, la adherencia se define por el proceso que tiene lugar durante la desestabilización química en la que una partícula se hace "pegajosa" o se desestabiliza para su remoción. Los modelos de transporte para la filtración de agua, fueron derivados de los modelos de filtración de aire (Friedlander, 1958). En esos modelos matemáticos se analiza la eficiencia de un colector (grano de medio filtrante), y es definida como la relación de la tasa a la cual la partícula se moviliza en el colector y la tasa a la cual la partícula fluye hacia el colector. Las ecuaciones empleadas para el análisis de los procesos de transporte y adherencia se relacionan en la Tabla 33.

Tabla 33. Modelos matemáticos que describen los Mecanismos de Filtración

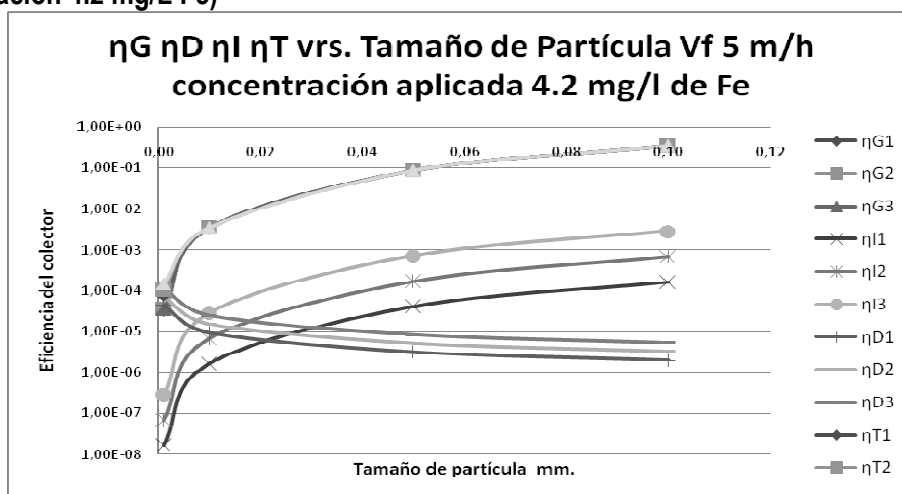
Mecanismo	Ecuación	Autor
Teoría de las trayectorias		
1. Difusión	$\eta D = 0.9 \left[\frac{(K+T)}{(Vf+dp+dc+\mu)} \right]^{\frac{1}{3}}$	Yao <i>et al</i> , 1,971
2. Sedimentación	$\eta G = \frac{(Dp-D) \cdot g \cdot dp^2}{18 \cdot \mu \cdot f \cdot \mu}$	Yao <i>et al</i> , 1,971
3. Intercepción.	$\eta I = \frac{3}{2} \left(\frac{dp}{dc} \right)^2$	Yao <i>et al</i> , 1,971
4. Adherencia	$\alpha = - \left(\frac{2}{3} \right) \frac{\left(\frac{L \cdot \frac{C}{Co}}{(1-\epsilon)(L)(\eta)} \right) (dc)}{\left(\frac{L \cdot \frac{C}{Co}}{(1-\epsilon)(L)(\eta)} \right)}$	Yao <i>et al</i> 1,971, redefinido por Omelia, 1991
Modelo Fenomenológico		
5. Eficiencia del filtro	$\lambda = - \frac{L \cdot \left(\frac{C}{Co} \right)}{L}$	Iwasaky, 1937
Pérdida de carga		

Donde: **K**: constante de Boltzman (1,38x10⁻²³ J/°K); **T**: temperatura (°K); **Vf**: velocidad de Filtración (m/s); **dp**: diámetro de la Partícula (m.); **dc**: diámetro del colector (m); **μ**: Viscosidad del agua (NS/m²); **g**: gravedad (9.81 m/s²); **C**: concentración efluente (mg/L); **Co**: Concentración Afluente (mg/L); **L**: Longitud del Filtro (cm.); **ε**: porosidad del medio filtrante; **λ**: eficiencia específica del filtro (cm⁻¹), **η**: eficiencia de un colector; **α**: eficiencia de colisión, probabilidad de adherencia o factor de adherencia.

La base de los cálculos en los modelos matemáticos se realizó para los datos del hierro total por ser el parámetro de control en la operación de los filtros. Para el análisis se consideró: 1) que la deposición del material oxidado es uniforme en cada uno de los filtros y 2) los datos obtenidos para velocidad de sedimentación y densidad del material se consideraron analizando la capa de material predominante en cada filtro, por medio de las pruebas de sedimentación en columna.

La grafica 18, muestra la eficiencia de un colector para los distintos tamaños de partícula obtenidos indirectamente en cada una de las capas de grava de los filtros según las diferentes velocidades de sedimentación obtenidas. Las curvas representan los datos para η_D , η_I , η_G y la sumatoria de los tres, que corresponde al valor de la eficiencia total de un colector (η) por el efecto de los tres mecanismos de transporte. Cada una de las curvas representa el comportamiento para cada uno de los filtros.

Gráfica 18. Eficiencia del colector para los diferentes mecanismos de transporte (V_f : 5m/hm, concentración 4.2 mg/L Fe)



La grafica 18, indica que el mecanismo de transporte que predomina en todos los filtros es el de sedimentación, dado que el valor η_G para todos los filtros presentó el mayor valor de eficiencia para el colector en cada uno de los filtros, los valores fueron similares para los diferentes tamaños del medio filtrante, para la misma V_f y concentración aplicada. La eficiencia del colector para el mecanismo de sedimentación crece en la medida que aumenta el tamaño de las partículas depositadas en cada capa del medio filtrante, esto es concordante con lo reportado por Yao et al, 1,971.

La eficiencia del colector para el mecanismo de intercepción (η_I), es menos eficiente que el de sedimentación y se incrementa en la medida que aumenta el diámetro de las partículas, sin embargo el FGA1, es menos eficiente para este mecanismo, en comparación al FGA2 y FGA3, este comportamiento indica que el tamaño del medio filtrante influye en la eficiencia del colector, es decir que a menor tamaño de grava mayor es la eficiencia del colector para el mecanismo de intercepción.

El mecanismo de difusión (η_D) es más importante para las partículas más pequeñas, porque la eficiencia del colector en el mecanismo de difusión disminuye en la medida que aumenta el tamaño

de la partícula. El FGA 3 fue más eficiente por difusión que el FGA2 y el FGA 1, se decir que a menor tamaño del medio filtrante mejor es la eficiencia del colector para el mecanismo de difusión. Al disminuir la V_f y aumentar la concentración aplicada de hierro en el afluente de la línea de filtración la eficiencia del colector para los mecanismos de transporte se hace mayor (Ver graficas A.5.1 y A.5.2 en el anexo 5). El análisis realizado no permite predecir el comportamiento del filtro con el tiempo, dado que los cálculos se han realizado para la condición de lecho limpio.

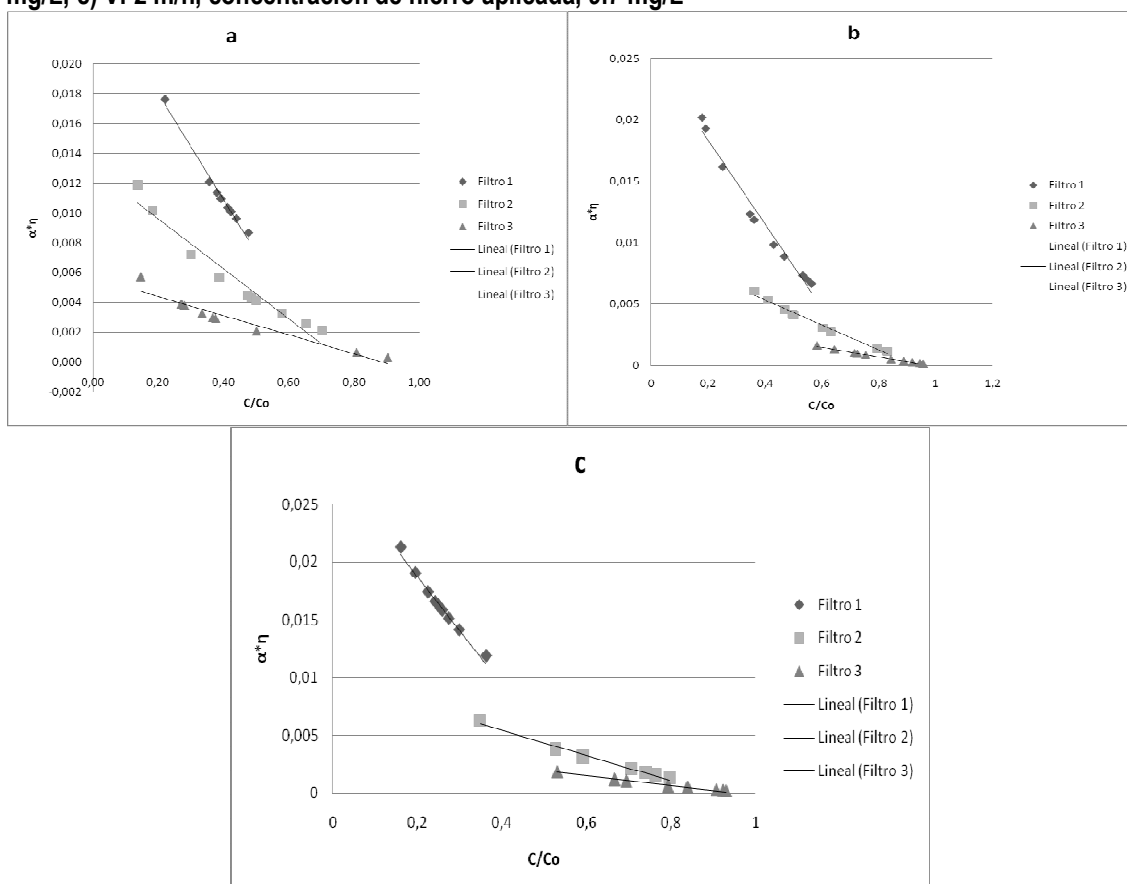
La eficiencia de colisión o de adherencia (α) de las partículas en los filtros, se determinó con la ecuación 4, de la tabla 33. El valor de la eficiencia total del colector (η) para el tamaño medio de la partícula se estimó para cada filtro y los valores de cada uno de los términos se relacionan en la tabla A.5.5 del anexo 5. En la gráfica 19, se muestra el comportamiento de la eficiencia neta por adherencia, ($\eta\alpha$), (tasa a la cual las partícula se pegan al colector/ tasa a la cual la partícula se aproxima al colector) en los filtros para los diferentes C/C_0 obtenidos en cada evaluación. La tendencia de las curvas indica que FGA1 es más eficiente en el mecanismo de adherencia de partículas que FGA2 y FGA3, respectivamente. En la medida que se disminuye la velocidad de filtración la eficiencia por adherencia tiende a disminuir, pero esto pudo estar asociado a los incrementos de la concentración aplicada de hierro en cada uno de los filtros. La eficiencia de adherencia disminuye en la medida que se disminuye la eficiencia de remoción del hierro. La mayor eficiencia de adherencia en el FGA1, explica porque en esa unidad se obtuvieron las mayores eficiencias de remoción del hierro. La tendencia en términos generales es al predominio del mecanismo de adherencia en los filtros que los mecanismos de transporte, esto está asociado a la desestabilización de las partículas por la oxidación química.

La mayor eficiencia en el primer filtro de 90 cm de espesor, es predecible ya que todo el hierro oxidado debe pasar por los primeros 90 cm, después por la segunda y tercera fase tal como se diseño el sistema en serie, lo cual genera una mayor probabilidad de colisión de las partículas oxidadas, este hallazgo, está en concordancia a lo reportado por Collins *et al* 1,994, al estudiar el efectos de la longitud del lecho en filtros de grava de flujo ascendente, ellos encontraron que los primeros 30 cm del lecho de grava eran más eficiente en relación al total de 60 cm. El traspase de partículas a las siguientes unidades de filtración puede estar asociado a un menor tamaño, que no permite ser atrapadas en el primer filtro o también porque la oxidación no la alcanzó a desestabilizar completamente.

Los valores medios de α para el FGA1 correspondieron a 0.36 para V_f de 5 m/h, 0.37 para V_f de 3.5 m/h y de 0.154 para V_f de 2 m/h. De acuerdo con Tobiason y Vigneswaran, 1993, valores entre 0.0001-0.001 han sido reportados para una condición química poco favorable. Lo anterior indica que los filtros muestran una buena condición química para la desestabilización de las partículas y la mejor condición química se alcanzó fundamentalmente en el FGA1. Los FGA2 y FGA3 que son claves para pulir el tratamiento del agua, requieren mayor estudio orientado a entender como continua ocurriendo la desestabilización de las partículas, al parecer, la cinética de reacción del cloro con el hierro tendría un efecto significativo para garantizar una mejor eficiencia. De acuerdo con Collins *et al* 1994 se esperaría un mejor desempeño de los filtros con menor tamaño de lecho y menor velocidad de filtración, en este estudio la tendencia fue inversa, lo cual puede estar asociado a la cinética de reacción y el predominio del mecanismo de adherencia dado que el producto de la

reacción química del cloro con el hierro genera geles de hidróxido férrico (FeOH_3) que se pegan más fácilmente a los granos del medio filtrante (Olson y Twardowski, 1975).

Gráfica 19. Eficiencia neta por adherencia ($\alpha\eta$) para la diferentes relaciones C/C_0 de hierro, a) Vf 5 m/h, concentración de hierro aplicada, 4.2 mg/L; b) Vf 3.5m/h, concentración de hierro aplicada, 5.7 mg/L; c) Vf 2 m/h, concentración de hierro aplicada, 9.7 mg/L



7.2 Eficiencia específica de los filtros

La eficiencia específica del filtro, λ , no es necesariamente una constante de primer orden de remoción y pueden variar en función del volumen de material depositado por unidad de volumen del filtro, con la localización del filtro y el tiempo de filtración, Collins *et al* 1994. Como el volumen de los sólidos retenidos aumenta por la filtración progresiva a través del tiempo, el área superficial del filtro para deposición se incrementa, mientras que, la porosidad del filtro disminuye, resultando en un aumento de la velocidad intersticial. En consecuencia, en la evaluación de rendimiento de la filtración, hay que tener en cuenta la relación funcional entre λ y δ (Ojha y Graham, 1992).

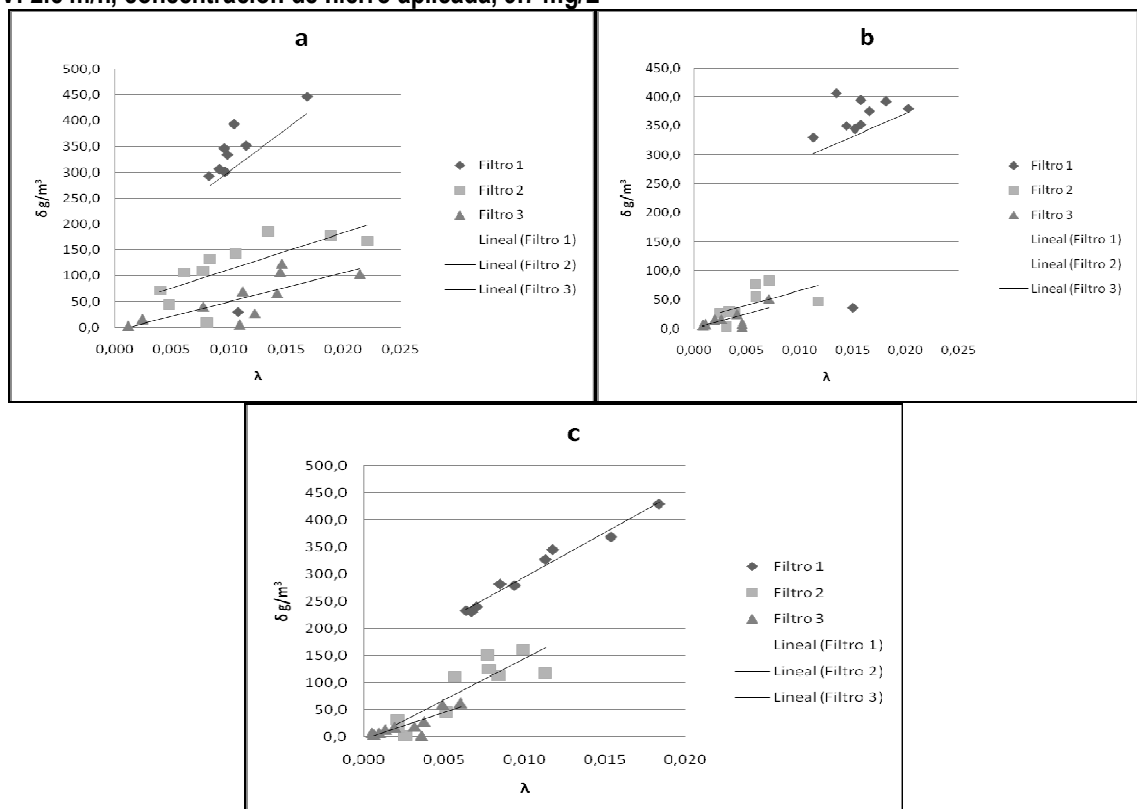
La eficiencia específica de los filtros λ se determinó con la ecuación 5, de la tabla 33, para los diferentes depósitos específicos δ obtenidos en cada uno de los filtros para las diferentes cargas aplicadas de hierro y las tres velocidades de filtración analizadas. Los valores de cada uno de los

términos se relacionan en la tabla A.5.6 y A.5.7 del anexo 5. En la gráfica 20, se muestra el comportamiento de la eficiencia del filtro λ en los filtros para los diferentes valores de depósito específico (δ) en términos de masa sobre volumen. El cálculo de δ se determino mediante la siguiente expresión:

$$\delta = \left(\frac{V_f}{L} \right) (C_o - C) (\Delta t)$$

Donde: δ : Depósito específico (g/m³); V_f : Velocidad de Filtración (m/h); C : Concentración efluente de hierro (mg/L); C_o : Concentración Afluente de hierro (mg/L), L : Longitud del Filtro (cm.), t : Tiempo (h).

Gráfica 20. Eficiencia específica de los filtros λ para los diferentes depósitos específicos δ : a) V_f 5 m/h, concentración de hierro aplicada, 4.2 mg/L; b) V_f 3.5m/h, concentración de hierro aplicada, 5.7 mg/L; c) V_f 2.5 m/h, concentración de hierro aplicada, 9.7 mg/L



La gráfica 20, indica que la eficiencia específica, λ , en los filtros se incrementa en la medida que aumenta el depósito específico, δ . Para las diferentes velocidades de filtración y concentraciones aplicadas de hierro, el FGA1, con tamaño de grava predominante entre 13 mm y 6 mm, trabajo con la mayor masa depositada por unidad de volumen, explicando este hecho la mayor eficiencia de remoción obtenida en esa unidad de filtración. Las graficas muestran una tendencia a obtener un valor máximo del depósito específico δ a partir del cual la eficiencia del filtro alcanza su máxima valor λ . Para la velocidad de 5m/h, el FGA1 alcanzó un valor máximo de δ de 450 g/m³, FGA2: 200

g/m³ y FGA3: 100 g/m³, los valores de λ fueron de 0.016, 0.013 y 0.015 para FGA1, FGA2 y FGA3 respectivamente. De otra parte para la velocidad de 3.5 m/h, el FGA1 alcanzó un valor máximo de δ de 400 g/m³, FGA2: 90 g/m³ y FGA3: 50 g/m³, los valores de λ fueron de 0.015, 0.007 y 0.007 para FGA1, FGA2 y FGA3 respectivamente y finalmente para la velocidad de 2 m/h, el FGA1 alcanzó un valor máximo de δ de 440 g/m³, FGA2: 150 g/m³ y FGA3: 50 g/m³, los valores de λ fueron de 0.018, 0.009 y 0.006 para FGA1, FGA2 y FGA3 respectivamente.

El valor máximo de δ , puede indicar que la concentración efluente de hierro se puede aproximar a la concentración afluente y la cantidad de depósitos en los poros alcanza un valor o carga ultima del filtro a partir del cual se llega a la máxima eficiencia específica, según lo planteado por Wegelin *et al*, 1986. Para estas unidades de filtración se encontró que para los mayores tamaños de grava se tienen las más altas cargas específicas en el filtro independientemente de las velocidades de filtración, esta tendencia puede estar influenciada por el incremento de la concentración aplicada en la medida que disminuye la V_f . Estos resultados fueron contrarios a lo reportado por Collins *et al*, 1994, quien encontró que para FGA, la bajas tasas de filtración, los bajos tamaños de grava y la mayor longitud de lecho resultaron en altos depósitos para el filtro, la diferencia es que en esta investigación se desestabilizaron las partículas con la adición de cloro. Los altos depósitos específicos en el FGA1 indican que la cinética de reacción del cloro con el hierro puede estar influenciando las mayores deposiciones.

7.3 Efecto del pH y su influencia en la cinética de la oxidación del cloro

El pH del agua cruda durante la evaluación vario entre 6,9 -7,9 unidades, valores que permiten una adecuada oxidación del hierro y el manganeso por procesos fisicoquímicos según lo reportado por Mouchet, 1995, Petrusevski, 2003, Cleasby, 1978 y Olson y Twardowski, 1975, afirman que en aguas blandas, con alto CO₂ y pH menor a 7.0 unidades, se debe garantizar al menos un tiempo de contacto con el oxidante de 30 minutos dado que las reacciones de oxidación son más lentas. Una vez más se identifica la necesidad de mantener un tiempo de contacto mínimo. Con esta investigación el tiempo teórico de retención en las unidades de filtración en gravas en cada una de las evaluaciones fue de 12, 17 y 29 minutos, respectivamente, para un tiempo total en el sistema entre 36 y 87 minutos, de esa forma no fue necesario la modificación del pH, previa a la oxidación con cloro y facilitó la remoción del hierro y el manganeso.

Al observar el comportamiento del pH, se identificó que este parámetro no se afectó significativamente, presentando solamente un leve incremento por la adición del cloro en forma de hipoclorito de sodio, el cual tiende a incrementar este parámetro a través de las unidades de filtración debido a su basicidad (AWWA, 2002). No fue necesario en ninguno de los casos ajustar el pH para cumplir la norma de calidad del agua según los rangos establecidos en la legislación Colombiana (6.5 – 9.0 unidades), situación favorable para la operación y el mantenimiento de las unidades de filtración y los costos del tratamiento.

Con respecto a la cinética de la oxidación del Hierro (II) y manganeso (II), Fair, *et al*, 1984, afirman que la oxidación del hierro es completamente rápida a pH 7.2; mientras que, Mouchet, 1995, indica que para el manganeso (II) la oxidación es rápida a pH 9.5 donde se produce su oxidación fisicoquímica. Sin embargo esta condición no es evidente en la investigación, dado que durante la

primera carrera de filtración operando con una velocidad de filtración de 5 m/h, con un pH entre 6.3 y 6.6 se obtuvo la mejor eficiencia en la remoción del hierro total. El tiempo de retención también es un factor clave para favorecer la precipitación y posterior remoción del hierro y manganeso y solamente con las tres barreras de filtración se logra alcanzar la remoción esperada, siendo de vital importancia manejar siempre el concepto de tratamiento integrado y el de múltiples barreras para alcanzar los niveles admisibles en la normatividad Colombiana con respecto a los parámetros evaluados.

Para la verificación de la cinética entre el hierro y el manganeso con el cloro, se utilizaron cada uno de los datos experimentales (hierro total, hierro disuelto y manganeso) de las tres evaluaciones realizadas con el sistema a escala piloto. Se consideraron los datos de las concentraciones del agua cruda y el efluente de cada barrera de tratamiento con su correspondiente tiempo de retención teórico y se realizaron las gráficas de: 1) concentración(C) vs tiempo para verificar la cinética de orden cero, 2) $\ln(C)$ vs tiempo, para verificar una cinética de orden 1 y finalmente 3) $1/C$ Vs tiempo para verificar si cumple una cinética de orden 2.

La selección del parámetro que ocupará las ordenadas de las gráficas entre el hierro y el cloro y el manganeso y el cloro se determinó a partir de las ecuaciones estequiométrica considerando los reactivos limitantes (Ver anexo 4). Las gráficas resultantes son líneas rectas con el hierro y manganeso en la ordenada; el orden seleccionado corresponde a aquel cuyo coeficiente de correlación es cercano a 1 (Ver anexo 10). En la tabla 34, se observa el orden de la reacción (n) y el valor de la constante cinética por cada una de las evaluaciones realizadas y para los tres parámetros de interés (hierro total, disuelto y manganeso).

Tabla 34. Orden de la reacción y constantes cinéticas.

Evaluación	Hierro total		Manganeso total		Hierro disuelto	
	n	Contante (k)	n	Contante (k)	n	Contante (k)
1	0	0.085 s ⁻¹	0	0.018 s ⁻¹	1	0.05 s ⁻¹
2	2	0.015 (1/(mg x L ⁻¹ x s ⁻¹))	2	0.126 (1/(mg x L ⁻¹ x s ⁻¹))	0	0.02 s ⁻¹
3	2	0.005 (1/(mg x L ⁻¹ x s ⁻¹))	1	0.021 s ⁻¹	0	0.02 s ⁻¹

El orden de la reacción para el hierro total y el manganeso fue de cero (0) en la primera evaluación realizada; es decir que la velocidad con la que se produjo la reacción o el tiempo que tardan los reactivos en convertirse en productos, es independiente de la concentración aplicada en el agua cruda y la única forma de que varíe es con un incremento en el pH o con la temperatura del agua (Petrucchi *et al*, 2003). En la primera evaluación la constante cinética del hierro es mayor a la del manganeso, por lo tanto la oxidación del hierro permite que los mayores depósitos de este metal se encuentren en la primera unidad de filtración.

En la evaluación 2 y 3, el orden de la reacción para el hierro total fue de dos (2), seguramente debido al incremento del pH en el agua y al aumento de la concentración de los reactivos. Una cinética de segundo orden según Levenspiel, 1987, permite que la misma reacción con diferentes concentraciones tenga diferentes tiempos de reacción. Por lo tanto es necesario garantizar el tiempo de retención para que la reacción se complete y genere una mejor eficiencia en las unidades.

Considerando las constantes cinéticas de velocidad (k), con las que se produce la reacción entre el hierro total y el cloro y el manganeso y el cloro (Ver tabla 36 y anexo 10), se pudo observar que el incremento en la concentración del hierro total y del pH en la evaluación 2 y 3 con respecto a la evaluación 1, afectó la velocidad de reacción, pasando de una constante de 0.085 s^{-1} en la evaluación 1 a 0.005 s^{-1} en la evaluación 3. Para un pH mayor a 7.2 unidades, es posible que exista competencia en la oxidación del hierro y el manganeso con el cloro, Mouchet, 1995. En este caso para ese pH, la cinética de reacción del manganeso fue la más alta de las tres evaluaciones ($k=0.126 \text{ s}^{-1}$).

El hierro disuelto presentó un orden de reacción de uno (1) en la primera evaluación, siendo el tiempo de reacción de la sustancia independiente de la concentración inicial, por lo tanto el tiempo en que tarda en convertirse los reactivos en productos es siempre el mismo. En la evaluación 2 y 3, la cinética es cero, lo que indica que la velocidad de la reacción es independiente de la concentración de los reactivos.

Con base en el orden de la cinética de reacción hallado, se estimó el tiempo de reacción (Petrucci, *et.al*, 2003) o de vida media ($t_{1/2}$), que corresponde al tiempo que tardan los reactivos en convertirse en productos. Se encontró que el tiempo en que reacciona el hierro total y disuelto en la primera evaluación es menor al que requiere el manganeso en la primera unidad de filtración, situación que favorece que sea el primer filtro el que presente la mayor remoción dado que la oxidación se completa en esta unidad (ver tabla 36). Los resultados muestran que en la primera unidad de FGA, se genera la mayor reducción de Fe y Mn, en este caso no se puede apreciar bien la competencia entre ambos, dado que las concentraciones de Fe fueron mucho mayores a las de Mn y por lo tanto el oxidante (hipoclorito de sodio) tuvo mayor reacción con el Fe y pequeñas cantidades de Mn pueden reaccionar con pequeñas concentraciones de cloro.

Tabla 35. Ecuaciones para la determinación del tiempo de vida media

Orden cinética	Tiempo de vida media ($t_{1/2}$, s)
0	$[A]_0/2K$
1	$0.693/K$
2	$1/([A]_0 \times K)$

Fuente: Petrucci, 2003

Tabla 36. Tiempo de vida media (s) para el hierro total

Orden cinética	Concentración media agua cruda	Concentración media filtro 1	$t_{1/2}$ (s)	Concentración media filtro 2	$t_{1/2}$ (s)	Concentración media filtro 3	$t_{1/2}$ (s)
HIERRO TOTAL							
0	4.2	1.7	9.99	0.7	4.3	0.3	1.76
2	5.9	1.4	45.75	1.0	65.4	0.8	80.77
2	9.7	3.7	53.76	2.0	101.0	1.6	129.03
HIERRO DISUELTO							
1	2.3	0.8	15.07	0.6	15.07	0.2	15.07
0	1.9	1.1	26.47	0.8	19.36	0.5	12.87
0	2.9	1.3	27.44	1.0	20.96	0.3	5.69

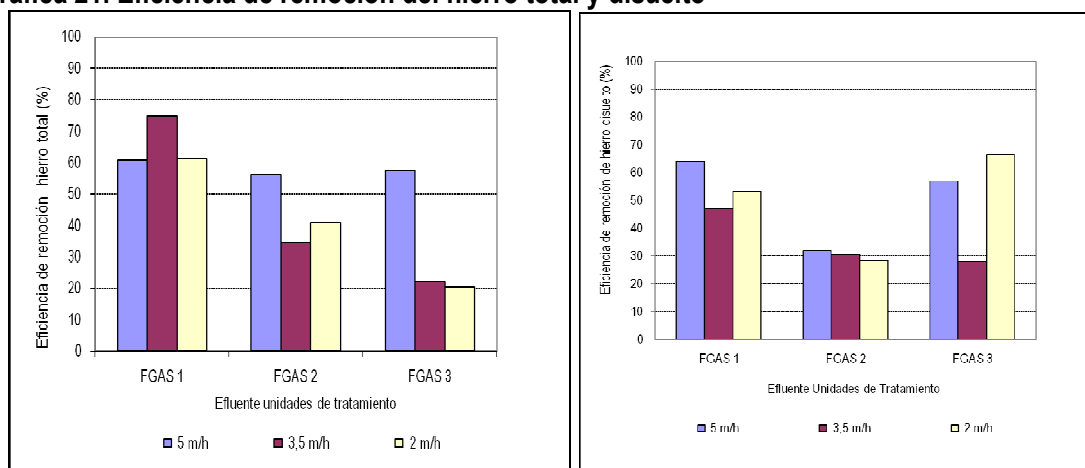
Orden cinética	Concentración media agua cruda	Concentración media filtro 1	t ½ (s)	Concentración media filtro 2	t ½ (s)	Concentración media filtro 3	t ½ (s)
MANGANESO							
0	1	0.67	18.14	0.44	11.96	0.1	2.73
2	0.95	0.18	44.02	0.14	58.59	0.09	86.61
1	0.8	0.24	32.74	0.15	32.74	0.1	32.74

7.4 Comparación de las eficiencias de remoción

En las gráficas 21 y 22, relacionan las eficiencias de remoción de cada una de las unidades de filtración en gravas de flujo ascendente, según la velocidad de filtración. En la gráfica 21, se observa que para el hierro total, los filtros operando con velocidades de filtración de 2, 3.5 y 5 m/h, las eficiencias de remoción se encuentran entre el 61 % y el 75 % para la primera barrera de tratamiento, entre el 35 % y 56 %, para la segunda barrera y entre el 20 % y el 58 % para la tercera barrera de tratamiento; siendo la primera unidad de filtración la que realiza el mayor trabajo. Se presentó un leve incremento en la eficiencia de remoción en la primera etapa de tratamiento para velocidad de filtración de 3.5 m/h, esto puede ser el efecto del aumento en la concentración afluente del hierro.

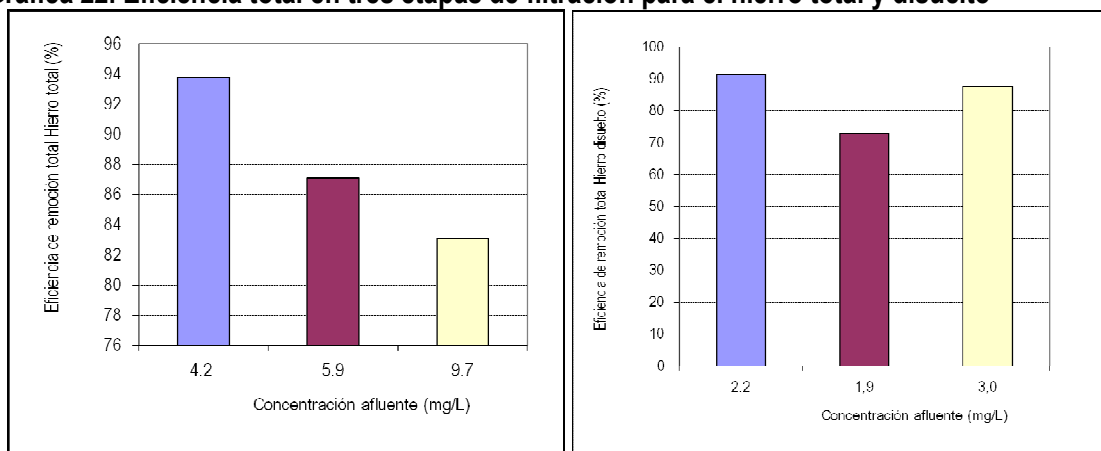
Para el hierro disuelto, las eficiencias de remoción de los FGA1 y 3 fueron parecidas, pero el FGA1 removió más hierro disuelto para la velocidad de 3.5 m/h. En todos los casos, la segunda etapa fue la menos eficiente en reducción del hierro disuelto, pero fue más eficiente que el FGA3 en la remoción del hierro total para las velocidades de 3.5 y 2 m/h. Por otro lado, la eficiencia de remoción del hierro total fue más dependiente de la concentración afluente del hierro, es decir, que a mayor concentración de hierro afluente al sistema, menor fue la eficiencia en el efluente; mientras que el hierro disuelto no refleja una clara dependencia de la concentración afluente.

Gráfica 21. Eficiencia de remoción del hierro total y disuelto



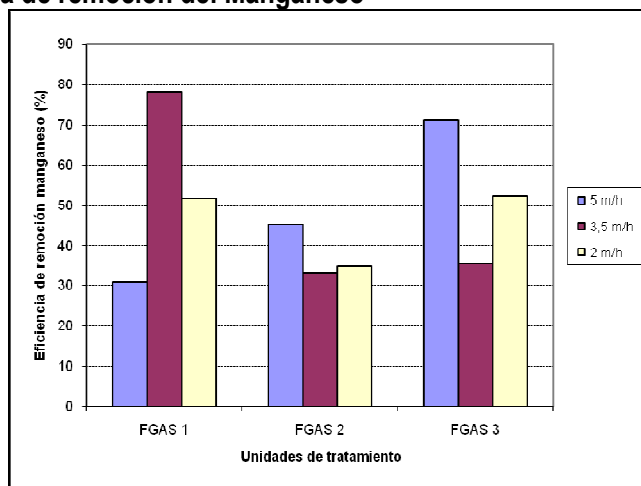
La eficiencia neta para el hierro total y disuelto se puede apreciar de manera comparativa en la gráfica 22.

Gráfica 22. Eficiencia total en tres etapas de filtración para el hierro total y disuelto



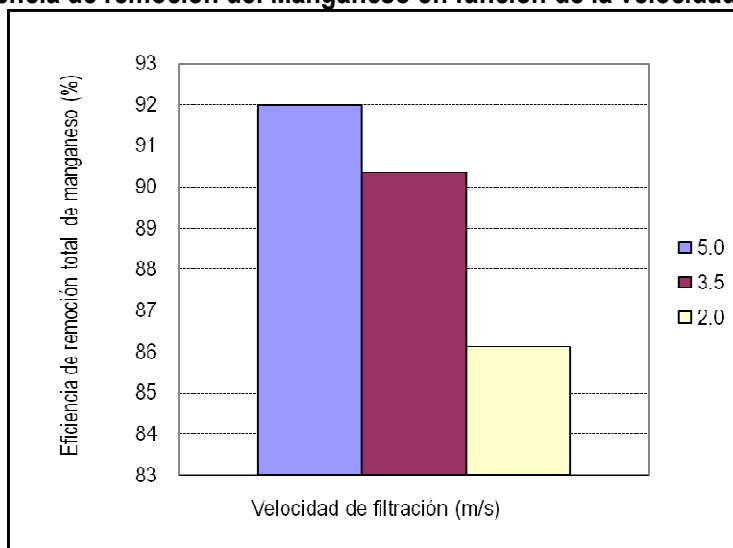
Con respecto a las eficiencias de remoción del manganeso, en la gráfica 23, se puede apreciar que el FGA3 fue el más eficiente para la Vf de 5 m/h, mientras que para la Vf de 2m/h las mejores eficiencias fueron alcanzadas por los FGA1 y 3, entre tanto, para la Vf de 3.5 m/h la máxima eficiencia la obtuvo el FGA1. Las menores eficiencias de remoción se registraron en el FGA2 para las Vf de 3.5 y 2 m/h. Al parecer la remoción del manganeso puede estar más afectada por el tiempo de retención, la velocidad de reacción y el aumento del pH dado que para la Vf de 2 m/h el sistema operó con el pH más elevado, ver tabla 24.

Gráfica 23. Eficiencia de remoción del Manganeso



La eficiencia total de remoción del manganeso muestra el mismo comportamiento del hierro total, sin embargo como los valores afluentes del manganeso fueron muy parecidos, parece que tiene dependencia de la concentración de hierro afluente, eso se puede explicar por la competencia en la oxidación con el hierro y por la velocidad de reacción. La tendencia es a disminuir la eficiencia de remoción del manganeso en la medida que se aumenta la concentración del hierro afluente al sistema, ver grafica 24.

Gráfica 24. Eficiencia de remoción del Manganese en función de la velocidad de filtración



La eficiencia total de remoción para el manganeso fue del 92% operando con una tasa de filtración de 5 m/h y 1.02 mg/L de manganeso en el agua cruda, 90% operando a 3.5 m/h y 0.95 mg/L de manganeso en el agua cruda y del 86% para una concentración promedio de 0.85 mg/L operando a 2 m/h. En las tres evaluaciones realizadas el 90% del tiempo se mantuvo el manganeso por debajo de los límites máximos establecidos en la Resolución 2115 de 2007.

Los resultados indican que al disminuir la concentración de hierro total en el agua, la eficiencia de remoción de todo el sistema oxido-filtración es mayor aún operando con el pH más bajo, contrario a lo reportado por la literatura (pH óptimo 7 unidades). Para el manganeso la situación fue un poco diferente dado que la mayor concentración fue la que presentó la mayor eficiencia, pero también esa eficiencia se obtuvo para la primera evaluación donde el pH fue el más bajo, contrario también a lo reportado por la literatura donde se establece que el pH óptimo para la remoción de este parámetro es de 8.5 unidades.

Las eficiencias de remoción del hierro total y el manganeso en este estudio fueron más elevadas a las reportadas por Galvis, *et.al*, 1999, para unidades de filtración en grava de flujo ascendente, con velocidades de filtración entre 0.35 - 0.75 m/h, sin la adición de oxidante. Los resultados indican que este tipo de tecnología tiene un buen potencial de ser utilizada en el mejoramiento de la calidad de las aguas subterráneas, porque pueden operar con mayores concentraciones de hierro y manganeso, a mayores velocidades de filtración.

El uso del cloro como oxidante se ha considerado solo para fuentes subterráneas que tienen menor riesgo de contener materia orgánica y por lo tanto menor posibilidad de formar subproductos de la oxidación con el cloro. La configuración de tres unidades de filtros en serie y Vf de 5 m/h puede tratar niveles de hierro y manganeso afluentes hasta de 4.2 mg/L y 1.0 mg/L respectivamente, sin necesidad de barreras de tratamiento adicionales

Las eficiencias de remoción de hierro disuelto al final del sistema fueron menores a las obtenidas para el hierro total y el manganeso; a excepción de la tercera evaluación operando con una velocidad de 2.0 m/h y una concentración afluente media de hierro total, hierro disuelto y manganeso de 9.7 mg/L, 3.0 mg/L y 0.85 mg/L, respectivamente, donde se alcanzó una remoción del 88%. Sin embargo en esta última evaluación, la concentración de hierro disuelto en el agua a la salida de la planta fue la más alta, manteniéndose el 95 % del tiempo menor a 1.0 mg/L. En última carrera de filtración el pH del agua fue más alto con respecto a las otras evaluaciones (7.8 unidades), lo que pudo influir en las eficiencias de remoción; sin embargo para este parámetro las diferencias en las eficiencias no fueron marcadas.

7.5 Efecto de la configuración de los lechos filtrantes en la eficiencia de remoción

De acuerdo con Sanders, 1998, la porosidad de las gravas se encuentra entre el 25 y 40%, valores que coinciden con los datos experimentales obtenidos para este parámetro cuando los lechos filtrantes estaban limpios, adicionalmente según Fair, *et al*, 1984, la cantidad de agua con partículas retenida depende directamente de la superficie de contacto disponible e indirectamente del tamaño de los intersticios, de tal manera que la retención es mayor en los lechos filtrantes con intersticios más pequeños. Por esta razón, la primera capa de filtración presentó la mayor eficiencia de remoción de hierro total dado que en los poros del lecho filtrante solamente se tienen 0.31 m³ de agua en los intersticios; 0.12 m³ menos que la capa predominante del filtro 3. Para el hierro disuelto y el manganeso, más que el área de contacto, el tiempo de retención o el tiempo requerido para oxidar el hierro es clave para mejorar las eficiencias de remoción.

La densidad estimada para los depósitos en las capas de medio filtrante fueron del orden 1077 kg/m³, al respecto, Georgaki *et al*, 2003, reporta que los lodos ricos en hierro generalmente presentan una concentración peso/volumen en el rango del 10-15% w/v, con una densidad en el rango de 1.03 -1.045 kg/dm³ en aplicaciones de tratamiento de aguas, lagunas de agua de las minas de ocre y aguas naturalmente ricos en hierro. En muchos casos, esto facilita la recuperación de un 96 a 99% del agua sobrenadante. Sin embargo, ellos encontraron que las tasas de sedimentación, han sido bajas, pues alrededor del 60% de esta sedimentación se produjo en unos pocos días y la mayoría de la consolidación (densificación) fue en un plazo de 5 meses, sometidos a gravedad normal, manteniendo los lodos sin molestias.

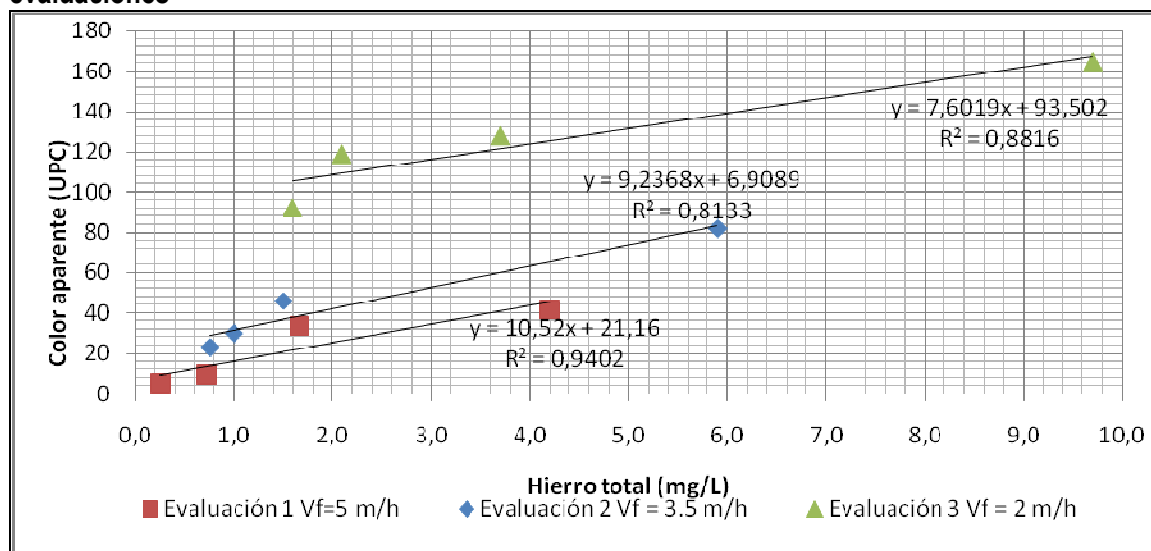
La esencia amorfa, gelatinosa, de las estructuras del hierro depositado puede retener cerca del 85% de agua, es decir, menos del 15% de sólidos. Estos indican que por procesos de filtración de arena, o centrifugación, se puede incrementar el contenido de sólidos del 20 a 35% w / v para densidades en el rango de 1.06-1.11 kg/dm³.

7.6 Correlación entre el color aparente y el hierro total

Para el control operacional del sistema de filtración se pudo correlacionar el color aparente con el hierro total, de tal forma que el seguimiento en las unidades pudiera ser más sencillo, dado que la determinación de color aparente se puede hacer a bajo costo y más rápidamente que el hierro total. En el eje y de la gráfica 25, se ubicaron los datos promedios de color aparente para cada evaluación, y las diferentes velocidades de filtración contra el eje x, que contiene el hierro total promedio para las

diferentes pruebas. En la gráfica se observa que existe correlación entre el hierro total y el color aparente ($R^2 > 0.8$). De esta forma se puede hacer un mejor seguimiento en la calidad del agua en las diferentes unidades.

Gráfica 25. Correlación entre el hierro total y el color aparente del agua en las tres evaluaciones



7.7 Síntesis de la tecnología y costos

Síntesis realizada facilita que los diseñadores puedan definir el número de tapas de FGA en función del riesgo de calidad de agua afluente, considerando las diferentes velocidades de filtración, aclarando que aplica solo para agua subterránea y que son requeridas nuevas investigaciones que permitan ampliar el rango de operación de la tecnología. Algunos autores como Arboleda, 2000, Di Bernardo, *et. al*, 2008, Jerry, 2008, Kawamura, 2.000, Pacini, *et.al*, 2005, entre otros, presentan una gama de tecnologías tanto químicas como biológicas, algunas de ellas monitoreadas a escala piloto en las cuales las concentraciones de hierro y manganeso no superan los 2 o 3 mg/L.

Algunas plantas de tratamiento para agua de pozo que fueron instaladas en áreas rurales del Valle del Cauca para remover Fe y Mn (Villa Gorgona, Vereda Flamenco, el Estero, Morgan y la Pailita) que consisten en unidades que trabajan hidráulicamente con flujo a presión y están compuestas de tres unidades de filtración (filtros, con medios granulares, arena sílice, antracita y carbón activado y un tercer filtro con medios filtrantes acondicionados), presentan deficiencias en la remoción de hierro, registrando valores promedio en los últimos tres años de 0.91 mg/L (vereda Flamenco), 0.59 mg/L (vereda El Estero), 1.0 mg/L (vereda La Pailita) y 0.40 mg/L (vereda Morgan) (Loaiza, 2009), no cumpliendo con la normatividad vigente para agua de consumo humano. Las falencias en las tecnologías obedecen principalmente a los bajos tiempos de retención con los que se diseñan las unidades de filtración y las altas tasas de filtración con las que se operan (superiores a 6 m/h), que no garantizan tiempos mínimos de contacto.

Otras tecnologías evaluadas a escala piloto mediante la implementación de un tren de tratamiento consistente en un aireador, tanque de contacto, clarificador de contacto y filtro rápido, con la aplicación de (FeCl_3) en la bandeja de salida del aireador por un tiempo corto no mayor de 30 minutos/día, presentan eficiencias de remoción de hierro y manganeso superiores al 90 % (concentración de hierro total promedio de 2.5 mg/L y manganeso de 0.25 mg/L), pero las pérdidas de carga de las unidades de filtración alcanzan los 6 metros, requiriendo sistemas de bombeo más robustos que generan mayores costos de operación y mantenimiento, especialmente altos costos por energía, como es el caso de la planta del Hormiguero, construida en el Valle del Cauca (Salamanca, 2010).

La síntesis indica que la configuración oxidación con cloro seguido de filtros en gravas en serie de flujo ascendente en capas mostró un buen desempeño cuando la concentración media de hierro total no superó los 4.2 mg/L. Para concentraciones superiores la tecnología puede ser complementada con barreras de filtros adicionales, igualmente en gravas, realizando una combinación de las etapas con velocidades de filtración más bajas (el subíndice indica la velocidad de filtración en m/h) que requieren nuevos estudios a escala piloto. La oxidación con cloro se debe aplicar para aguas subterráneas, para aguas superficiales o con alto contenido de materia orgánica no es recomendable por los riesgos de formación de subproductos de la oxidación con cloro.

Los costos de inversión inicial del sistema FGA (entre \$3 y \$6.6 millones L/s) en múltiples etapas presenta menores valores en relación a sistemas FiME (I.I de \$31.1 millones L/s) o sistemas compactos que constan de torre de aireación, sistema de precloración y postcloración y filtro de arena de cuarzo operando a presión (I.I \$60 millones, SAP Automatización, 2011) construidos con el propósito de remover hierro y manganeso; básicamente porque con este sistema con oxidación y filtros de grava se puede trabajar con velocidades de filtración más altas y pueden operar a mayores concentraciones de hierro y manganeso, situación que es limitante en las unidades FLA de FiME, por el riesgo de obstrucción de la arena. Galvis *et al*, 1999, indica que la máxima concentración de hierro afluente a esta unidad no debe ser superior a 1 mg/L. Los costos de A, O&M, son competitivos dado que el costo por m^3 varía entre \$204 y \$703, dependiendo de la velocidad de filtración empleada y el caudal de diseño. Sobre la base de un consumo de 20 m^3 /mes para una familia el costo del servicio puede variar entre \$4000 y \$14000/mes.

A futuro es necesario considerar la aplicación de la tecnología a escala real en comunidades rurales con problemas de hierro y manganeso para hacer ajustes en la síntesis de la tecnología y analizar los costos asociados.

8. CONCLUSIONES

Impacto de la velocidad de filtración

- En este estudio con V_f de 5m/h, y tres etapas de FGA, operando con una concentración afluente de hierro total entre 3.9- 4.9 mg/L y entre 0.9-1.2 mg/L de manganeso permitió tener efluentes hierro y manganeso por debajo de los valores guía establecidos por la norma Colombiana de calidad de agua. Las concentraciones de Fe total de 5.9 y 9.7 mg/l empleando V_f de 3.5 y 2.0 m/h respectivamente, en tres etapas, lograron eficiencias de remoción de Fe de 87% y 83%, y Mn 90% y 86%, respectivamente; pero se requiere de barreras adicionales para garantizar la remoción de estos parámetros por debajo de los valores guía (0.3 para Fe total y 0.1 para Mn).
- La mayor reducción del hierro y el manganeso del sistema piloto evaluado se alcanzó en la primera etapa FGA, que mostró la mayor cantidad de depósitos específicos δ acumulados, con valores entre 450- 400 g/m³, entre 2.2- 2.9 veces con más capacidad que el FGA2 y entre 4.5-8.8 veces mayor al FGA3. La oxidación genera una mayor probabilidad de colisión de las partículas y la posterior deposición y favoreció el transporte de las partículas suspendidas en la interface sólido-líquido y el acoplamiento de las partículas a la superficie de la grava. En este caso no se pudo apreciar bien la competencia entre las reacciones del cloro con el Fe y el Mn, dado que las concentraciones de Fe fueron mucho mayores a las de Mn y por lo tanto el oxidante (hipoclorito de sodio) tuvo mayor reacción con el Fe y pequeñas cantidades de Mn pudieron reaccionar con pequeñas concentraciones de cloro.
- Las velocidades de filtración empleadas con la tecnología de tratamiento por oxidación con FGA (entre 2 y 5m/h) hacen que la tecnología sea una alternativa promisoría para el tratamiento de aguas subterráneas con alto contenido de hierro a menores costos de inversión inicial con respecto a las unidades de FGA tradicionales que emplean V_f entre 0.45- 0.7 m/h
- El mecanismo de adherencia predomina sobre los mecanismos de transporte, debido la desestabilización de las partículas por la oxidación química. El mecanismo de transporte más influyente durante la filtración fue el de la sedimentación, dado que la eficiencia del colector η_G para todos los filtros presentó la mayor eficiencia. Los valores fueron similares para los diferentes tamaños del medio filtrante, para la misma V_f y concentración aplicada de hierro y manganeso. La eficiencia del colector para el mecanismo de sedimentación crece en la medida que aumenta el tamaño de las partículas depositadas en la capa del medio filtrante.
- Para valores del pH del agua cruda entre 6,9 -7,9 unidades, se logró una adecuada oxidación del hierro y el manganeso por procesos fisicoquímicos. El tiempo de retención mayor a 30 min. es un factor clave para facilitar la precipitación y posterior remoción del hierro y manganeso. Con las múltiples etapas de FGA se puede lograr alcanzar la remoción

esperada, siendo útil el concepto de tratamiento integrado y el de múltiples barreras para alcanzar los niveles admisibles de Fe y Mn en el efluente.

Requerimientos operativos y económicos

- En ninguna de las carreras de filtración de las tres evaluaciones realizadas se alcanzó el límite máximo establecido de la pérdida de carga que corresponde a 15 cm, los valores máximos obtenidos variaron entre 11 y 14 cm, con estos valores los filtros fueron eficientes en la remoción del hierro y manganeso y no se produjo traspase de partículas hacia las siguientes unidades. La duración de las carreras de filtración varió entre 90 (4 días) y 72 horas (3 días).
- La tasa de lavado varió entre 12 y 13 m/h para un tiempo de vaciado promedio de la unidad de 4 minutos. La frecuencia y la decisión de realizar estas actividades obedecieron al deterioro en la calidad del agua afluyente a la siguiente unidad de filtración y por lo tanto una disminución en la eficiencia de remoción del color. Las actividades de mantenimiento pueden durar entre ½ y 1 hora. El caudal de lavado se estimó entre 60 y 75 L/s-m² por cada unidad de filtración.
- Para hacer un mejor seguimiento en la calidad del agua en las diferentes unidades se estableció como parámetro sencillo y de rápida medición, el color aparente para tener idea del hierro total. Para el seguimiento del proceso se debe hacer las mediciones de pH.
- Los costos de inversión inicial de cada etapa FGA se encuentran entre \$1.0 y \$ 2.2 millones L/s para tasas de filtración entre 5 y 2 m/h.
- Los costos de A, O&M, por m³ producido varían entre \$204 y \$703, dependiendo de la velocidad de filtración empleada y el caudal de diseño. Sobre la base de un consumo de 20 m³/mes, para una familia el costo del servicio puede variar entre \$4000 y \$14000/mes.

Primera aproximación al número de etapas FGA

- Sobre la base de los resultados obtenidos se pudo elaborar una síntesis que propone, en función de la concentración afluyente de hierro y manganeso, las fases de filtración.
- Las etapas FGA se analizaron en función del afluyente para hierro total, manganeso, color aparente y pH, según las velocidades de filtración analizadas (rango de 2-5 m/h), según el tamaño y espesor del medio filtrante utilizado y la dosificación de hipoclorito de sodio.

9. RECOMENDACIONES

- La oxidación con cloro y filtración en grava de flujo ascendente es promisorio para cerca del 85% de sistemas con pozo de la región, que tiene concentraciones de hierro total de hasta 5 mg/L y 1.0 mg/L de manganeso.
- La fácil manipulación del cloro usado para el proceso de oxidación en forma de hipoclorito de sodio, permite garantizar el residual requerido, de tal forma que no sea necesario realizar una nueva dosificación, garantizando la protección del agua en los sistemas de distribución con un residual dentro del rango establecido por la legislación Colombiana.
- La oxidación con cloro se debe aplicar para aguas subterráneas, para aguas superficiales o con alto contenido de materia orgánica se debe estudiar su viabilidad de aplicación por los riesgos de formación de subproductos de la oxidación con el cloro.
- La frecuencia de limpieza del FGA dependerá de la concentración de hierro total y puede ser cada 6-7 días para concentraciones afluentes menores a 5 mg/L y cada 2 o 3 días si la concentración es mayor.
- Es importante la adecuada disposición de los lodos generados durante el lavado superficial y fondo de los FGA. Al respecto se requieren trabajos de investigación que identifiquen sistemas de tratamiento en función de la concentración de sólidos, pH, Fe y Mn y caudal de descarga, que genere mínimos efectos en el ambiente.
- Para futuros trabajos de investigación, se debe determinar el tamaño de partículas por métodos más directos bien sea por microscopia o por equipos de conteo de partículas, eso dará una mayor aproximación a la explicación de los mecanismos de filtración.
- Para concentraciones de hierro total afluente de 5,7 a 9.7 mg/l que requieren más barreras de tratamiento se puede considerar la reducción de la velocidad de filtración en todo el tren de tratamiento o en las barreras de tratamiento adicionales, pero más investigación es necesaria. También se puede considerar aumentar la longitud del medio filtrante o revisar si es necesario otra dosificación cloro antes de la última etapa, para lo cual se deben hacer más estudios piloto. En todos los casos se debe mantener control del pH y el cloro residual antes de la red de distribución.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amirtharajah, A.** (1971). Optimimum expansion of sand filters during backwashing. Unpublished PHD Thesis. Ames. Iowa, Iowa State University of Science and Technology.
- Amirtharajah, A. and Cleasby, J.L.** (1972). Predicting expansion of filters during backwashing. Jour. Of the American Water Workds Association, 64 :52-59.
- APHA, AWWA, WEF** (2004). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th Edición. Washington.
- Arboleda, J.** (2000). Teoría y Práctica de la purificación del agua. Tercera edición. McGraw Hill, México.
- Arocha, S.** (1978) Abastecimiento de Agua. Teoría y diseño. Ediciones Vega.
- Ascuntar, O.** (2007). El Agua Subterránea una Alternativa de Abastecimiento Público. Cali. Colombia.
- Asís, H., Smith, P.** (1992). The Influence Of pH And Coarse Media On Manganese precipitation from water. Wat. Res. 1,992. 26, p.p. 853 – 855.
- Avendaño, N.** (2004). Remoción de Hierro y Manganese. Unidad de Vigilancia de la Salud y Ambiente. México. Pág. 1 – 4.
- AWWA** (2002). Calidad y Tratamiento del Agua. McGraw-Hill. 5ta edición.
- Campo, J.** (2001). Agua Subterránea Recurso de Vida, CVC. Santiago de Cali.
- Camp, T.** (1964). Theory of wáter filtration. Journal ASCE Vol. 90, No SA4. 30 p.
- Carlson, M.** (1998). Controlling DBP_s with Monochloramine. En: Journal AWWA. Vol. 90. N° 2. p.p. 95 – 106
- Cinara.** (2007). Programa de abastecimiento de agua, saneamiento básico e higiene en las Localidades de Colorado y San Juan de la Costa, Municipio de Tumaco. Nariño.
- Cinara-Mindesarrollo.** (1996). Proyecto de selección de tecnología y análisis de costos en sistemas de potabilización de agua. Modelo conceptual.
- Cinara-Mindesarrollo.** (1998). Proyecto de selección de tecnología y análisis de costos en sistemas de potabilización de agua. Aspectos tecnológicos y análisis de costos.
- Craft. T.F.** (1966). Review of rapid sand filtration theory. Journal AWWA, Vol. 58 p. 429.

Cinara. (2.010). Informe muestreo puntual realizado al agua cruda y efluente sistema de tratamiento en las Veredas Flamenco, Pailita, Morgan y el Estero.

Cleasby, J. (1.978). Iron and Manganese removal – A case Study. J. AWWA, pag. 147 – 149.

Clifford, W. Chemistry of Chlorination. (1988) En: Taller Internacional Sobre Actualización en Desinfección de Aguas. Abril 25 – 29 de 1988. p.p. 188 – 189. Cali. Colombia.

Collins, R. M., Westersund, C.M., Cole, J.O., Roccaro, J.V. (1994). Evaluating Roughing Filtration Design Variables. AWWA Research Foundation. P. 179

Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial- Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico. Resolución CRA No. 509 DE 2010

Di Bernardo, L; Sabogal Paz, L. (2008) Selección de tecnologías de tratamiento de agua. Sao Carlos. Editora LDIBE LTDA, 878 p. (VOL I).

Dinoy, A.A. (1971). Friction Factor and Reynolds Number Relationship in Flow through Porous Media,” ME Thesis, AIT, Bangkok, Thailand.

Ellis, D., Bouchard, C., Tantage, G. (2000). Removal of iron and manganese from groundwater by oxidation and microfiltration. Desalination 130. p.p. 225 – 264.

Fair, G. M., Geyer, J., Okun, D. (1984). Water and Waste Water Engineering. Vol 2 Editorail J.Wiley.

Fornils, J., Hernández, N., y Martínez, L. (2.001). Aguas subterráneas: retos y oportunidades, Fundación Marcelino Botín y Mundi-Prensa, Madrid. 529 p.

Galvis, G., Visscher, J. T., Fernandez, J., and Beron, F. (1993). Pré – treatment alternatives for drinking water supply systems. Occasional paper 22, IRC. The hague.

Galvis, G., Latorre, J. (1999). Filtración en Múltiples Etapas, Tecnología Innovativa para el Tratamiento de Agua. 1999. Cinara, Universidad del Valle, IRC. Santiago de Cali. Colombia. p.p. 70 - 160

Georgaki, I., Dudeney A., y Monhemius A. (2003). Characterization of iron-rich sludge: correlations between reactivity, density and structure. Department of Earth Science and Engineering, Imperial College London, Prince Consort Road, London SW7 2BP, UK.

World Health Organization (2004). Guidelines for drinking water quality Vol. 1. Third edition.

Gutiérrez H. (2003). Análisis y Diseño de experimentos. MC Graw Hill.

Haarhoff, J., Cleasby, J.L. (1991). Biological and PHysical Mechanisms in Slow Sand Filtration. Chapter. In Task Commitees on Slow Sand Filtration. New York

Huisman, L. (1973). Slow sand filtration. World Health Organization. Geneva.

Huisman, L., Wood, W. E. (1974). Slow sand filtration. World Health organization (WHO). Geneva, Switzerland.

IDEAM (2000). Oferta y Demanda del Recurso Hídrico en Colombia. CONAPI. 3-4. 2.003. Chile. IV Jornada de CONAPI.

Ioannis, A., Anastasios, I. (2004). Biological treatment of Mn (II) and Fe (II) containing groundwater: kinetic considerations and product characterization. Water Research 38, p.p. 1922-1932.

Ives, K.J (1975). Capture mechanisms in filtration, in the scientific basic of filtration. NATO Advance Study Institute, Series E, applied Science, No 2 Noorddhooff.

Iwasaky, T. (1937). Some Notes on Sand Filtration. Journal. AWWA. 29 (12): 1591

Jerry R. (2008). Potable Water Aereation. Handbook of Environmental Engineering. Vol. 5. Humana Press, Inc., Totowa, NJ.

Kawamura, S. (1999). Desing and Operation of High – Rate Filtres. En: Journal AWWA..Vol. 91, N° 12.

Knocke, W., Merckle, P., Gallegher, D. (1997), Journal Of Environmental Engineering. Vol 123, N°7. Pág. 643 – 649.

Kuehl, R. (2001). Diseños de experimentos. Thomson Learning, 2da ed.

Levenspiel, O. (1987). Ingeniería de las reacciones químicas (Pág. 45 – 357). Ed Repla. México.

Loaiza, A. (2009). Remoción de hierro y manganeso en aguas subterráneas mediante doble filtración con flujo a presión. Caso el hormiguero – Cali. Tesis de grado para optar al título de magíster en Ingeniería sanitaria y ambiental

Medina, G. (1995). Aprovechamiento y Variación de las Reservas de Aguas Subterráneas en el Valle del Cauca. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, Cali. Colombia. p. 20 – 25.

Melo, O., López, L. y Melo, S. (2006). Diseño de experimentos, Métodos y Aplicaciones. Departamento de Estadística. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia.

Ministerio de Desarrollo Económico de Colombia. Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico, RAS (2000).

Ministerio de la protección social, Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. Resolución número 2115 (2007).

Ministerio de Medio Ambiente, MIMAM. (2006). El Libro Blanco del Agua en España, Secretaría de Estado para Aguas y Costas, Madrid. 900 p.

Montgomery, D. (2004). Diseño y análisis de experimentos. Limusa Wiley, 2da ed.

Morris, B. L., Lawrence, A. R. L., Chilton, P. J. C., Adams, B., Calow, R. C. and Klinck, B. A. (2003). Groundwater and its Susceptibility to Degradation. A Global Assessment of the Problem and Options for Management. Early Warning and Assessment Report Series, RS. 03-3. United Nations Environment Programme/DEWA, Nairobi, Kenya.

Mosquera, L. I., Escobar, R. (2002). Plan de gestión Ambiental Regional del Valle del Cauca 2.002 – 2012. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, Cali. Colombia. Pág. 30 – 70.

Mouchet, P (1995). Biological filtration for iron and manganese removal: some case studies- Water Quality-Technology Conference, New Orleans, nov.1995.

Mouchet, P. y Gislette, P (1997). Eliminación del hierro, del manganeso y del amoníaco en las aguas potables, los tratamientos biológicos. Taller Internacional sobre Hierro y Manganeso (AIDIS) Buenos Aires, Argentina, noviembre 1997.

Muñoz, N., Sánchez, L., Delgado, L. (2007). Caracterización microbiológica y fisicoquímica de la red baja de la ciudad de Cali – Colombia. En: Avances en Investigación y desarrollo en agua y saneamiento. Colección de libros de investigación, Universidad del Valle. Programa editorial. Pág. 300-313.

O'Melia, C. R. y Stumm. (1967). Theory of water filtration. Journal AWWA, Vol 59, p 1393.

O'Melia, C. R. (1991). Practice, Theory and solid – liquid separation water. IWSA/IAWPR Joint specialized conference on coagulation, flocculation, filtration, sedimentation and flotation. Ed. Bernhardt and K. Ives. Water Supply Vol. 9. Pág. S1 – S15.

Olson, L. y Twardowski, C. Jr. (1975). FeCO_3 Vs Fe(OH)_3 Precipitation in Water Treatment Plants. J. AWWA, pag. 150 – 153.

Ojha, C.S., Graham, N.J.D. (1992). Appropriate Use of Deep-Bed Filtration Models. J Envir. Engrng. ASCE, 118 (6): 964.

Pacini, V., Ingallinella, A., Sanguinetti, G., (2005). Removal of iron and manganese using biological roughing up flow filtration technology. Water Research 39, 4463-4475.

Petrucci, R. H., Harwood, W. S., Herring, F. G (2003). Química General, 8ª edición, prentice Hall, Madrid, 2003.

Petrusevki, B. (2003). Groundwater Resources & Treatment. Pág. 5 – 20.

Salamanca, E. (2010). Análisis de la sostenibilidad de una planta de potabilización caso: corregimiento el hormiguero – Santiago de Cali. Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero sanitario. Universidad del Valle.

Sánchez, L.D., Latorre, J. Galvis, G. (1999). Comportamiento de la población de algas y protozoos después de la limpieza de la biomembrana en un filtro lento en arena y su efecto al inicio de la carrera de filtración. 20 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. ABES, 1999. Pag. 376 – 382.

Sánchez, T. L., Burbano, L. (2006). Multi-stage filtration (MSF) to prevent biofilm growth in a distribution network. En: Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes. IWA publishing.

Sanders, L. (1998). A manual of field hydrogeology . Prentice- Hall. 381 pp.

Smet, J; Wijk, C. (2002). Small community water supplies. Delft; International Water and Sanitation Centre.

Sobsey, M. (2002). Managing water in the home: accelerated health gains from improved water supply. Geneva; OMS, vii, 69 p.

Spielman, Lloyd A. y Goren, Simon L. (1970). Capture of small particles by London forces from Low-speed liquids flows. Env. S & T. Vol. 4, No. 2, p. 134 -140.

Sommerrfeld, E. (2000). Iron and Manganese Removal Handbook.

Taricska, J. R, Lawrence K. W., Yung-Tse H, and Hung Li K. (2008). Potable Water Aereation. Handbook of Environmental Engineering. Vol. 5. Humana Press, Inc., Totowa, NJ.

Tekerlekopoulou, A., Vayenas, D. (2,007). Ammonia, Iron and Manganese removal from potable water using trickling filters. Desalination 210 p. 225 – 235.

Tobiason, J.E., Vigneswaran B. (1994). Evaluation of a Modified Model for Deep Bed Filtration. Water Research. Vol 28, No 2, pp 335-342, 1994.

Velasco, A. (2000). Evaluación integral de las aguas subterráneas. Medio Ambiente Desarrollo Humano Sostenible – Bogotá.

Wegelin M., Galvis G., Latorre, J. (1986). La filtración gruesa en el tratamiento de Fuentes superficiales. Agencia Suiza para el desarrollo y la cooperación (COSUDE)/ Universidad del Valle – Instituto Cinara. Cali- Colombia. Pág. 50.

Yao, K., Habibian, T., Omelia, C. R. (1971). Water and waste water filtration: concepts and applications. Environ. Sci. Technol., 5 (11): 1105.

<http://www.pHys.virginia.edu/education/outreach/8thgradesol/ChemicalChg.htm>. Visitada en Junio de 2010.

<http://www.monografias.com/trabajos/geohidro/geohidro.shtml>. Composición de las aguas subterráneas. Visitada en Junio de 2,010.

<http://www.ipcblog.es/ipc-2010/>. Visitada en enero de 2011.

ANEXOS

Anexo 1. Granulometrías lechos filtrantes