



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
(INGENIERÍA QUÍMICA) – (INGENIERÍA DE PROCESOS)

EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES
MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERÍA

PRESENTA:
ADRIANA ARMENTA DOMÍNGUEZ

TUTOR PRINCIPAL
ALFONSO DURÁN MORENO, FACULTAD DE QUÍMICA

MÉXICO, D. F., NOVIEMBRE DE 2013



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Jurado asignado:

Presidente: Dr. Modesto Javier Cruz Gómez

Secretario: Dr. Jorge Luis De Victoria Almeida

Vocal: Dr. Juan Manuel Morgan Sagastume

1er Suplente: Dr. Francisco Javier Garfias Vásquez

2do Suplente: Dr. Alfonso Durán Moreno

Lugar o lugares donde se desarrolló el tema: Edificio E de la Facultad de Química

TUTOR DE TESIS:

DR. ALFONSO DURÁN MORENO

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México por permitirme una vez más ser parte de ella. Me siento muy orgullosa de ser PUMA.

Un especial agradecimiento al Dr. Durán por su paciencia.

A los sinodales, que enriquecieron este trabajo con sus comentarios.

Al CONACYT por el apoyo otorgado durante los estudios de maestría.

DEDICATORIAS

A mis hijas Sara y Ángela por ser el motor que me mueve cada día.

A mi esposo ALFREDO, por ser mi compañero y mi todo.

A mi mami Gloria y a mi Papá Miguel por apoyarme siempre.

A mi mejor amiga, Columba Julieta López Ramirez, por estar conmigo en las buenas y en las malas.

A mis amigos de la CNSNS, por su compañía y tantos momentos divertidos.

A todas aquellas personas que creyeron en mí, sé que todavía están ahí.

“Cuando quieres algo, todo el universo conspira
para que realices tu deseo”

Paulo Coelho



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

ÍNDICE

	Resumen	1
1.1	Objetivo general	4
1.2	Objetivos particulares	4
1.3	Alcance.....	4
2.	Antecedentes.....	5
2.1	Reúso de aguas residuales municipales en la industria de la refinación	8
2.2	Parámetros de calidad del agua en las torres de enfriamiento y calderas.....	9
2.2.1	Torres de enfriamiento.....	9
2.2.1.1	Problemas operacionales en las torres de enfriamiento.....	13
2.2.1.2	Control de la incrustación en torres de enfriamiento	14
2.2.1.3	Recomendaciones de calidad de agua para torres de enfriamiento	15
2.2.2	Calderas	16
2.2.2.1	Control de la incrustación en calderas y recomendaciones de calidad de agua.....	17
2.3	Procesos avanzados para el acondicionamiento de aguas residuales tratadas	19
2.3.1	Suavización	19
2.3.1.1	Suavización química.....	20
2.3.1.2	Plantas de suavización química.....	23
2.3.1.3	Limitaciones de la suavización química	26
2.3.2	Filtración.....	27
2.3.2.1	Tipos de medios filtrantes.....	28
2.3.2.2	Filtros de lecho mixto	29
2.3.2.3	Medios flotantes.....	29
2.3.2.4	Tipos de filtración.....	30
2.3.2.5	Tratamiento convencional.....	30
2.3.2.6	Filtración Directa.....	31
2.3.2.7	Filtración lenta con arena.....	32
2.3.2.8	Filtros a presión	32
2.3.2.9	Filtros automáticos.....	34
2.3.2.10	Filtros autolimpiantes continuos.....	36
2.3.3	Procesos de Adsorción.....	38
2.3.3.1	Adsorción con carbón activado	39
2.3.3.2	Unidades de carbón activado.....	41
2.3.3.3	Otros tipos de adsorbentes	42
2.3.4	Intercambio iónico.....	43
2.3.4.1	Resinas de intercambio iónico	45
2.3.4.2	Propiedades de las resinas de intercambio iónico	48
2.3.4.3	Tipos de grupos funcionales	49
2.3.4.4	Capacidad	51
2.3.4.5	Selectividad de resinas.....	52
2.3.4.6	Unidades de intercambio iónico	53
2.3.4.7	Intercambio y regeneración.....	55
2.3.5	Procesos de tratamiento con membrana	58
2.3.5.1	Osmosis Inversa	59



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

3.	Acondicionamiento de Agua Negra Tratada.....	76
3.1	Planteamiento del problema	76
3.2	Opciones para el acondicionamiento de agua negra tratada	79
3.3	Evaluación de las opciones de acondicionamiento de agua	80
3.3.1	Evaluación Técnica.....	81
3.3.1.1	Pretratamiento simple	81
3.3.1.2	Intercambio iónico.....	89
3.3.1.3	Ósmosis inversa	95
3.3.1.4	Alimentación parcial a ósmosis inversa y combinación de corrientes.....	100
3.3.2	Evaluación económica.....	104
4.	Método multicriterio Promethee-Gaia.....	107
4.1	Método Promethee-Gaia utilizado en el software Decision Lab	107
4.2	Aplicación del método multicriterio Promethee Gaia en la evaluación de alternativas de tratamiento de agua.....	112
4.2.1	Identificación de las alternativas.	112
4.2.2	Identificación y selección de los criterios de juicio.....	113
4.2.3	Establecimiento de umbrales preferencia	113
4.2.4	Asignación de pesos a cada uno de los criterios.....	114
4.2.5	Evaluación de las alternativas.....	115
5.	Resultados del análisis multicriterio Prometee-Gaia	116
6.	Conclusiones	119
7.	Referencias	121
8.	Apéndice.....	127
8.1	Método para el cálculo del índice de Langelier (LSI)	127
8.2	Cálculos para obtener el consumo de reactivos y producción de lodos.....	127



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

ÍNDICE DE TABLAS

2.1.- Contaminantes específicos del agua	7
2.2.- Límites máximos de contaminantes en aguas residuales que se descargan al río con uso en riego agrícola y efluente de la PTAN.	8
2.3.- Índice de Langelier	14
2.4.- Métodos de prevención y control de corrosión	15
2.5.- Calidad de agua para torres de enfriamiento	15
2.6.- Conductividad Térmica	16
2.7.- Estándares de calidad de agua ASME en calderas modernas	17
2.8.- Límites tradicionales para calderas industriales	18
2.9.- Especificaciones de calidad establecidas para torres de enfriamiento	18
2.10.- Reacciones del proceso de suavización con cal-carbonato de sodio	21
2.11.- Materiales usados en filtros multicapa	29
2.12.- Análisis de la estructura de las zeolitas utilizadas en el intercambio iónico	45
2.13.- Propiedades de las resinas de intercambio iónico	49
2.14.- Selectividad de iones para resinas de ácido y base fuerte	52
2.15.- Características físicas de la resina IRN77	53
2.16.- Tamaño del poro de membrana y selectividad de contaminantes	59
2.17.- Porcentaje de recuperación dependiendo del número de etapas en serie	67
2.18.- Principales características del módulo de UF de Rochem	74
3.1.- Calidad de agua de repuesto para establecer los ciclos de concentración	77
3.2.- Características del agua de alimentación a las UDAS	78
3.3.- Capacidad actual de UDAS	79
3.4.- Comparación entre suavización en tibio y caliente	83
3.5.- Balance de materia de pretratamiento simple	85
3.6.- Dosis de cal y carbonato de sodio calculadas.	86
3.7.- Comparación entre filtros de arena y multimedia	86
3.8.- Comparación de mecanismos de retrolavado	87
3.9.- Aspectos Técnicos de la suavización química como tratamiento terciario	88
3.10.- Características de las resinas de intercambio iónico	91
3.11.- Balance de materia de pretratamiento simple con intercambio iónico	92
3.12.- Resultados de la simulación de intercambio iónico con CADIX	93



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

3.13.- Generación de efluentes	93
3.14.- Aspectos Técnicos del sistema de intercambio iónico	94
3.15.- Calidad del agua de alimentación a UDAS	95
3.16.- Balance de materia de pretratamiento simple con osmosis inversa	97
3.17.- Características del sistema de osmosis inversa	98
3.18.- Aspectos técnicos del sistema de osmosis inversa	99
3.19.- Balance de materia de combinación de corrientes a ósmosis inversa	101
3.20.- Características de cada tren de osmosis inversa	102
3.21.- Aspectos Técnicos del sistema de osmosis inversa con combinación de corrientes	103
3.22.- Desglose de costos de equipo principal y calidad de agua	105
3.23.- Costo de agua tratada y análisis financiero para cada opción de tratamiento	106
4.1.- Matriz multicriterio	109
5.1.- Matriz multicriterio del sistema de estudio	116
8.1.- Dureza de calcio y magnesio expresada en meq/L	127
8.2.- Distribución de dureza carbonatada y no carbonatada en el agua de estudio	128
8.3.- Dosis de cal y carbonato de sodio requeridas en base a las reacciones de suavización.	130
8.4.- Dosis de cal y carbonato de sodio calculadas.	129
8.5.- Lodos producidos en el proceso de suavización en frio	129

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pag.
2.1.- Reúso del agua residual municipal	5
2.2.- Balance general de agua en una refinería	6
2.3.- Torres de enfriamiento: (a) flujo cruzado, (b) contraflujo	10
2.4.- Efecto del grosor de la incrustación en el consumo del combustible	17
2.5.- Sílice removida vs Dureza de magnesio Removida, Proceso en frio	22
2.6.- Esquema de suavización compacta con sistema de agitación y filtración	22



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

2.7.- Esquema de preparación de suspensión de cal para suavización	23
2.8.- Proceso de suavización química con clarificación de lodos	24
2.9.- Tratamiento convencional	30
2.10.- Filtración Directa	31
2.11.- Filtro lento de arena	32
2.12.- Esquema de un filtro a presión	33
2.13.- Filtro autolimpiante automático	34
2.14.- Proceso de lavado en un filtro autolimpiante	35
2.15.- Filtro autolimpiante continuo Dynasand®	37
2.16.- Representación de un resina de intercambio iónico polimérica	46
2.17.- Estructura de las resinas tipo gel (a) y macroporosas (b).	48
2.18.- Esquema de una columna de intercambio iónico	55
2.19 Modo de operación, alimentación y regenerante por la parte superior.	56
2.20.- Modo de operación en contra corriente	57
2.21.- Perfiles de regeneración y agotamiento en una columna en co-corriente y contraflujo	58
2.22.- Osmosis Inversa	60
2.23.- Apilamiento de membranas planas	61
2.24.- Membranas de Osmosis Inversa en espiral	62
2.25.- Flujos de agua en una membrana de fibra hueca	62
2.26.- Módulos de osmosis inversa en serie	65
2.27.- Módulos de osmosis inversa en paralelo	66
2.28.- Agrupación de etapas con rechazo en serie actuales	67
2.29.- Agrupación de etapas con recirculación de rechazo	68
2.30.- Módulo de ultrafiltración tubular desarrollado por Rochem	75
3.1.- Balance de Agua en la refinería	77
3.2.- Opción 1, Suavización Química	82
3.3.- Cantidad estimada de óxido de magnesio para la emoción de sílice	84
3.4.- Opción 2. Pretratamiento simple con intercambio iónico	89



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

3.5.-	Opción 3A. Pretratamiento simple con ósmosis inversa y alimentación a UDAS actuales	96
3.6.-	Esquema de osmosis inversa con 1 paso y dos etapas	97
3.7	Opción 3B. Alimentación parcial a ósmosis inversa y combinación de corrientes	100
4.1.-	Jerarquización parcial de Promethee I	108
4.2.-	Jerarquización con Promethee II	110
4.3.-	Distribución de Pesos	111
4.4.-	Plano GAIA.	112
5.1.-	Jerarquización Parcial (Promethee I) del sistema de estudio	116
5.2.-	Jerarquización Promethee II del sistema de estudio	117
5.3.-	Variación de pesos con opciones incomparables	117
5.4.-	Aumento en el valor del peso en el criterio de costo de operación	118
5.5.-	Nueva Jerarquización completa (Promethee II)	118



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Siglas y Abreviaturas

AD	Aniónica Débil
AF	Aniónica Fuerte
ASTM	Sociedad Americana de Pruebas y Materiales por sus siglas en inglés (American Society for Testing and Materials)
BLS	Barriles
CF	Catiónica Fuerte
COMAPA	Comisión Municipal de Agua Potable y Alcantarillado
CONAGUA	Comisión Nacional de Agua
DBO₅	Demanda bioquímica de oxígeno a 5 días
DBV	Divinilbenceno
DQO	Demanda química de oxígeno
EDTA	Acido Etileno Diamino Tetracético
FRP	Fibra de vidrio con resina
GAC	Carbón Activado Granular por sus siglas en inglés (Granular Activated Carbon)
Hh	Huevos de helminto
ISL	Índice de saturación de Langelier
MF	Microfiltración
MON	Materia Orgánica Natural
NF	Nanofiltración
NF	Nanofiltración
NMP	Número más Probable
NOM	Norma oficial mexicana
NTU	Unidades Nefelometricas de Turbiedad por sus siglas en inglés (Nephelometric Turbidity Unit)
OI	Ósmosis inversa
PAC	Carbón Activado en polvo por sus siglas en inglés (Powder Activated Carbon)
PRI	Periodo de recuperación de la inversión
PS	Pretratamiento simple
PTAN	Planta de tratamiento de aguas negras
PTM	Presión Transmembrana
SAAM	Sustancias activas al azul de metileno
SDI	Índice de densidad de ensuciamiento por sus siglas en inglés (Silt Density index)
SDT	Sólidos disueltos totales
SEMARNAT	Secretaría de medio ambiente y recursos naturales
SNR	Sistema Nacional de Refinación
SST	Sólidos suspendidos totales
TIR	Tiempo de recuperación de la inversión
UDAS	Unidades de desmineralización
UF	Ultrafiltración
UV	Ultravioleta
ZLD	Zero Liquid Discharge (Cero Descarga)



Resumen

Anualmente se producen más de 740 millones de metros cúbicos de aguas residuales municipales (CONAGUA, 2010). Una opción interesante para el reúso de esta agua, son las refinерías de petróleo. Esta industria consume grandes volúmenes de agua cruda ($1800\text{m}^3/\text{h}$), los cuales pueden sustituirse por aguas negras acondicionadas para cumplir con la calidad requerida en los procesos de intercambio de calor. En esta tesis, se evaluaron cuatro opciones para el acondicionamiento del agua proveniente de una planta de tratamiento de aguas negras para su reúso como agua de repuesto a torres de enfriamiento y calderas para la producción de vapor. Las opciones de tratamiento propuestas fueron generadas a partir de una extensa investigación de diversas tecnologías.

En cada opción propuesta se analizaron las principales variables que afectan el proceso, el mantenimiento, la operación, la generación de desechos, así como sus ventajas y limitaciones, con la finalidad de verificar su viabilidad técnica. Posteriormente, se estimaron los costos de inversión y operación asociados a cada propuesta para determinar su factibilidad económica, mediante indicadores como la Tasa Interna de Retorno (TIR) y el Tiempo de Recuperación de la inversión (PRI). En cuanto a la selección de la mejor alternativa, se utilizó el software Decision Lab, que utiliza el método multicriterio Promethee-Gaia para evaluar las opciones técnicamente viables. A partir del análisis técnico y económico se determinaron seis criterios de evaluación, se determinó el factor de preferencia de cada uno de los criterios, que inicialmente fue el mismo para todos, se evaluaron las alternativas y finalmente se realizaron pruebas modificando los factores de preferencia definidos para observar el efecto sobre el análisis. Los resultados obtenidos en análisis técnico muestran que la opción 1 (Suavización química) cumple solo con la calidad de agua especificada para las torres de enfriamiento, la opción 2 (Intercambio iónico) y 3a (Osmosis Inversa) producen agua de mejor calidad para las UDAS, y finalmente la opción 3b produce la calidad de agua especificada, eliminando la suavización química, pero produciendo una cantidad de agua de rechazo mayor. Por otro lado, en la evaluación económica las diferencias principales se encuentran en los costos de inversión. Al analizarse dichos aspectos (técnicos y económicos) con el método multicriterio se encuentra que al asignarse el mismo factor de preferencia en todos los criterios, la mejor alternativa es la opción 2. Sin embargo, si finalmente se considera un factor de preferencia mayor por los costos de operación la mejor alternativa es la opción 3b.



1. Introducción

En los años 80, la política hídrica en México estuvo basada en la demanda y la descentralización. Sin embargo, debido a los problemas de distribución y escasez ocurridos en años recientes, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) ha establecido una política hídrica orientada en la sustentabilidad de este recurso mediante diversas estrategias. Entre las estrategias planteadas destacan el lograr el tratamiento de todas las aguas residuales municipales e incentivar su reúso en la industria, así como disminuir la extracción de agua de acuíferos sobreexplotados.

Uno de los principales consumidores de agua cruda es la industria de la refinación del petróleo, por lo que en este trabajo se proponen y evalúan opciones para tratar el efluente del sistema biológico de una planta de tratamiento de aguas negras y reutilizarlo principalmente como agua de repuesto a torres de enfriamiento y como agua de alimentación al sistema de desmineralización actual de una refinería de petróleo para producir agua para calderas. De este modo se logra promover el tratamiento de aguas residuales municipales y su reúso en la industria de la refinación, así como disminuir el consumo de agua cruda.

Dado que la selección de la mejor alternativa de tratamiento depende del análisis simultáneo de varios criterios (económicos, ambientales y tecnológicos), se propone usar el método Promethee-Gaia. Este método consiste en expresar el problema multicriterio en un conjunto de alternativas factibles y un conjunto de criterios de evaluación. En cuanto a los criterios se deben establecer pesos o ponderaciones que reflejen la importancia relativa de ellos. Así, un criterio será más importante cuando su peso sea mayor. Toda la información anterior sirve para hacer comparaciones binarias de alternativas que miden con que intensidad una alternativa A es preferida sobre las (n-1) restantes y viceversa con que intensidad otras alternativas son preferidas a la alternativa A. A partir de esta comparación se obtiene una jerarquización de las alternativas para que el tomador de decisión pueda finalizar el proceso de selección, teniendo una clara visión de las relaciones



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

de superación entre las alternativas. El plano Gaia complementa la metodología Promethee, representando sobre un plano los puntos que representarían a las alternativas y los vectores que representarían a los criterios. Este análisis permite distinguir que alternativas son buenas bajo un criterio particular, ya que las mismas se encontrarán orientadas sobre el mismo eje correspondiente a dicho criterio, mientras aquellas cuyos ejes estén orientados en direcciones opuestas corresponden a criterios en conflicto entre sí.



1.1 Objetivo general

Seleccionar la mejor alternativa para el acondicionamiento del agua proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales, para que pueda usarse como agua de repuesto para las torres de enfriamiento y como agua de alimentación a las unidades de desmineralización actuales de una refinería de petróleo.

1.2 Objetivos particulares

- Con base en las características de los procesos de tratamiento de agua aplicables al sistema de estudio establecer las opciones de tratamiento factibles que permitan obtener la calidad de agua requerida.
- Analizar el funcionamiento, ventajas y desventajas de los procesos de acondicionamiento de agua propuestos para establecer los criterios de evaluación de las diferentes alternativas.
- Evaluar las alternativas de acondicionamiento de agua utilizando el método multicriterio Promethee-Gaia, para definir el mejor tren de tratamiento de agua.

1.3 Alcance

El presente trabajo está orientado a proponer diferentes opciones de tratamiento del agua proveniente de una planta de aguas residuales municipales con la finalidad de reusarla como agua de repuesto en torres de enfriamiento y alimentación a las unidades de desmineralización actual de una refinería de petróleo. Las opciones de tratamiento se desarrollarán a nivel de ingeniería conceptual y se evaluarán mediante el método multicriterio Promethee-Gaia utilizando para ello el programa de computación llamado **Decision Lab 2000** desarrollado por la compañía Canadiense Visual Decision.



2. Antecedentes

Desde hace varios años, México ha buscado contrarrestar la escasez y disponibilidad de agua ocasionada principalmente por el constante aumento de la población y el desarrollo de los sectores económicos, mediante políticas y estrategias que establezcan un uso más sustentable de este recurso.

En el año 2009 (CONAGUA), solo el 42% de las aguas residuales municipales recolectadas en el alcantarillado eran tratadas; posteriormente, el gobierno federal estableció el tratamiento de las aguas residuales municipales como una estrategia para incrementar el acceso y la calidad de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento en el Programa Nacional Hidrológico 2007-2012.

En el año 2010 se emitió la agenda del agua 2030, instrumento que busca consolidar la política hídrica en el país, mediante diversas estrategias a largo plazo. En cuanto al tratamiento del agua y su reúso, se proyectó que para el año 2030 todas las aguas residuales serían tratadas y reutilizadas.

En la figura 2.1, se muestran los principales usos del agua tratada en el año 2011, en la que destaca el sector agrícola como principal usuario, el sector industrial tiene una participación del 8%.



Figura 2.1. Reúso del agua residual municipal*

* Elaboración propia con información de las Estadísticas del Agua en México, CONAGUA, 2011



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Dentro del sector industrial, las refinerías de petróleo son uno de los principales consumidores de agua cruda. En la figura 2.2 se muestra un balance de agua dentro de una refinería de petróleo, las constantes pérdidas de agua por evaporación y purgas hacen necesario el suministro de agua de repuesto a las torres de enfriamiento y calderas para la producción de vapor. Actualmente, este sector ha ido sustituyendo gradualmente su consumo de agua cruda por aguas residuales municipales tratadas debido a las políticas de sustentabilidad actuales y a la menor disponibilidad de agua cruda en los lugares donde se encuentran. En la actualidad, el Sistema Nacional de Refinación (SNR) opera plantas de tratamiento de aguas residuales municipales para abastecer de agua tratada a las refinerías de Cadereyta, Salamanca, Minatitlán y Salina Cruz.

Debido a que la calidad de agua residual municipal sometida a tratamientos primarios y secundarios, aún contiene contaminantes que pueden ser perjudiciales para los procesos y equipos utilizados dentro de la refinería, especialmente aquellos en los que se involucra el intercambio de calor, ver tabla 2.1, es necesario acondicionar el agua con tratamientos terciarios para que cumpla con la calidad necesaria en cada una de las áreas que se muestran en la figura 2.2.

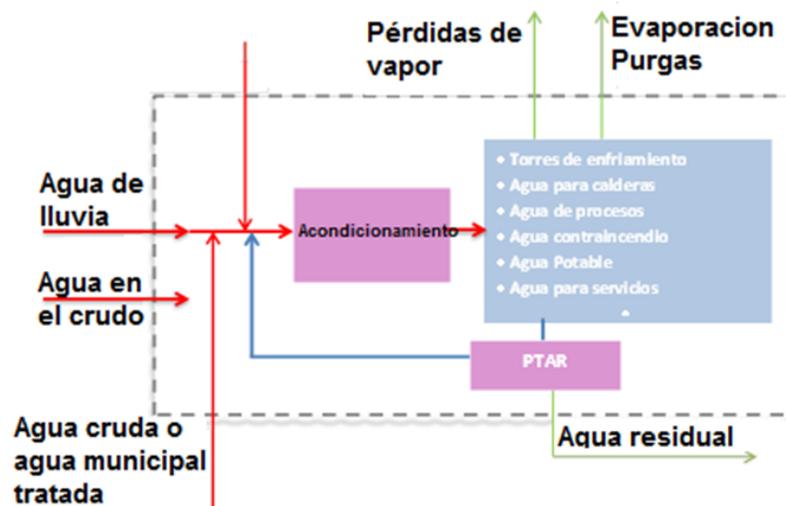


Figura 2.2 Balance general de agua en una refinería

*Modificado de Petroleum Refining water/wastewater use and management, IPIECA, 2010.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Tabla 2.1 Contaminantes específicos del agua, (IPIECA, 2010; Cech, 2009, Rigola, 1990).

Contaminante	Definición	Métodos de remoción
Turbiedad	La turbiedad es una medida relativa de la claridad del agua, ocasionada por la presencia de partículas suspendidas, las cuales pueden absorber o dispersar la luz. La turbidez se mide en Unidades Nefelométricas de turbidez, (NTU).	Provoca una apariencia sucia en el agua y las partículas en suspensión se depositan en las tuberías.
Dureza	Se define como la concentración de iones de calcio, magnesio y hierro presentes en el agua, se expresa en equivalentes de carbonato de calcio. Es un parámetro muy importante para determinar la calidad del agua.	El mayor problema es la incrustación que da como resultado pérdidas de calor, baja eficiencia, obstrucción y daño de tuberías y bombas.
Alcalinidad	Es una medida de la capacidad para neutralizar ácidos. Contribuyen a la alcalinidad principalmente los iones bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}) e hidróxido (OH^-). Otros compuestos que también influyen en la alcalinidad son los fosfatos, boratos y silicatos en concentraciones altas.	Provoca espuma y arrastre de sólidos en los sistemas de vapor y corrosión en las calderas. Los bicarbonatos y carbonatos pueden producir CO_2 en el vapor, el cual provoca corrosión en las líneas de condensado.
Sulfatos	El sulfato está presente en casi todos los tipos de agua. La presencia del ión sulfato (SO_4^{2-}) en el agua corresponde a las sales moderadamente solubles a muy solubles.	Puede generar problemas de incrustación, cuando en forma de sulfato de calcio excede los límites de solubilidad.
Cloruros	Este anión es muy común en la mayoría de las aguas y es muy soluble. Algunas veces es usado como parámetro de prueba para controlar ciclos de concentración.	La concentración en exceso de este ion no es aceptable en las torres de enfriamiento ni en calderas por que provoca corrosión.
Sílice	La sílice es usada como un factor de control para determinar los ciclos de concentración permitidos en torres de enfriamiento. La sílice puede estar presente en forma soluble, coloidal, o suspendida. Sin embargo en aguas naturales la sílice (H_4SiO_4) puede ser estable por un largo periodo de tiempo si su concentración es menor que 100 mg/L a 25°C.	Provoca incrustaciones en los equipos de intercambio de calor, torres de enfriamiento y tuberías.
Grasas y aceites	Las grasas y aceites son compuestos orgánicos constituidos principalmente por ácidos grasos de origen animal y vegetal, así como hidrocarburos del petróleo. Son prácticamente insolubles en agua. La denominación de "grasas y aceites" se refiere únicamente al estado físico sólido o líquido de este tipo de compuestos.	La grasa o aceite presente en los tubos de calderas u otro tipo de superficies de transferencia de calor puede causar problemas de operación. Su presencia forma una capa delgada que disminuirá la eficiencia de transferencia de calor.
Conductividad	La conductividad es la capacidad del agua de conducir corriente eléctrica. Esta dada por la cantidad de iones disueltos en el agua: a mayor cantidad de iones mayor, conductividad	Un incremento en la conductividad puede incrementar las características corrosivas del agua.
Sólidos Disueltos	Los sólidos disueltos son una medida de la cantidad de materia disuelta en agua. El origen de los sólidos disueltos puede ser orgánico e inorgánico, tanto en aguas subterráneas como superficiales.	Afectan los procesos de la refinería y causan espuma en las calderas
Sólidos suspendidos	Es una medida de los sólidos sedimentables (no disueltos) que pueden ser retenidos en un filtro.	Tapan las tuberías y forman depósitos en calderas, intercambiadores, equipos, etc.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

2.1 Reúso de aguas residuales municipales en la industria de la refinación

Debido a la poca disponibilidad de agua cruda en el lugar donde se encuentra la refinería en estudio, ésta decidió sustituir su consumo de agua cruda proveniente de una Laguna, por el agua residual municipal tratada de una planta de tratamiento de aguas negras (PTAN) que se construirá con apoyo de la refinería.

La refinería estableció la calidad para el efluente de la planta de tratamiento de aguas negras que se muestra en la tabla 2.2, dicha calidad será superior a la especificada en la NOM-001-SEMARNAT-1996 en cuanto al contenido de contaminantes básicos, patógenos y metales pesados.

Tabla 2.2 Límites máximos de contaminantes en aguas residuales que se descargan al río con uso en riego agrícola y efluente de la PTAN.

Parámetro	Unidad	NOM-001-SEMARNAT-1996		Efluente de tratamiento biológico
		RÍO		
		P.M	P.D	
pH		5-10		6.8-7.8
Temperatura	°C	N.A	N.A	Ambiente
DBO Total	mg/L	150	200	5 max
DQO Total	mg/L	NA	NA	30 max
Sólidos Suspendedos Totales	mg/L	150	200	75 max
Sólidos Sedimentables	ml/L	1	2	0.1 max
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	NA	NA	1000-1200
Nitrógeno Total	mg/L	40	60	4
N-NH ₃	mg/L	NA	NA	2
Cloruros	mg/L	NA	NA	200
Sulfatos	mg/L	NA	NA	200
Sulfuros	Mg/L	NA	NA	1
Grasas y Aceites	mg/L	15	25	0-1
Coliformes Totales	NMP/100 ml	NA	NA	25
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	1000	2000	0
Huevos de helminto	Hh/L	1	1	NE
Materia Flotante		Ausente	Ausente	Ausente
Conductividad	mg/L	NA	NA	2000 max
Dureza de calcio	mg CaCO ₃ /L	NA	NA	350 max
Dureza de magnesio	mg CaCO ₃ /L	NA	NA	200 max
Sodio (1)	mg/L	NA	NA	110 max
Bicarbonatos	mg CaCO ₃ /L	NA	NA	300 max
Sílice	mg/L	NA	NA	25 max
Mercurio	mg/L	10	20	.005 max
Hierro	µg/L	NA	NA	.05 max
Color	UPt-Co	NA	NA	339.1
Olor (2)	No de umbral	NA	NA	85150

NA No aplica NE No especificado . (1) Estimado del balance de cationes y aniones (2) Esta dado en una escala de 1 a 1,050,000 en número de umbral y de 0 a 20 en intensidad de color. P.M Promedio mensual. P.D. Promedio Diario



2.2 Parámetros de calidad del agua para torres de enfriamiento y calderas

En el sistema de estudio, el agua se reutilizará principalmente como agua de repuesto para las torres de enfriamiento y como alimentación a las Unidades de Desmineralización (UDAS) actuales que suministran agua a las calderas para la generación de vapor; por esta razón, es importante conocer el funcionamiento y los problemas operacionales que se pueden presentar en estos equipos por la calidad de agua suministrada.

2.2.1 Torres de enfriamiento

En la industria de la refinación, las torres de enfriamiento son equipos que se usan para enfriar el agua que proviene de los sistemas de intercambio de calor.

Las torres de enfriamiento se clasifican según la forma en que se mueve el aire a través de éstas en: torres de tiro natural y torres de tiro mecánico. En las torres de tiro natural, el aire es inducido por una gran chimenea. La diferencia de densidades entre el aire húmedo caliente y el aire atmosférico es el principal motivo por el cual se crea el tiro de aire a través de la torre.

En las de tiro mecánico se utilizan ventiladores para producir la circulación del aire. Si el ventilador está situado en la parte superior de la torre se denomina de “tiro inducido” y si está en el fondo, “de tiro forzado” El primero es el tipo preferido porque evita el retorno del aire saturado al interior de la torre, lo que sucede con las de tiro forzado.

El enfriamiento ocurre cuando el agua, al caer a través de la torre, se pone en contacto directo con una corriente de aire que fluye a contracorriente o a flujo cruzado, como se muestra en la figura 2.3, con una temperatura de bulbo húmedo inferior a la temperatura del agua caliente. En estas condiciones, el agua se enfría



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

por transferencia de masa (evaporación) y por transferencia de calor sensible y latente del agua al aire.

La eficiencia de la transferencia de calor depende de: (Hensley, 2006).

- El área superficial del agua que está en contacto con el aire.
- La velocidad del aire.
- El tiempo de contacto del aire con el agua.

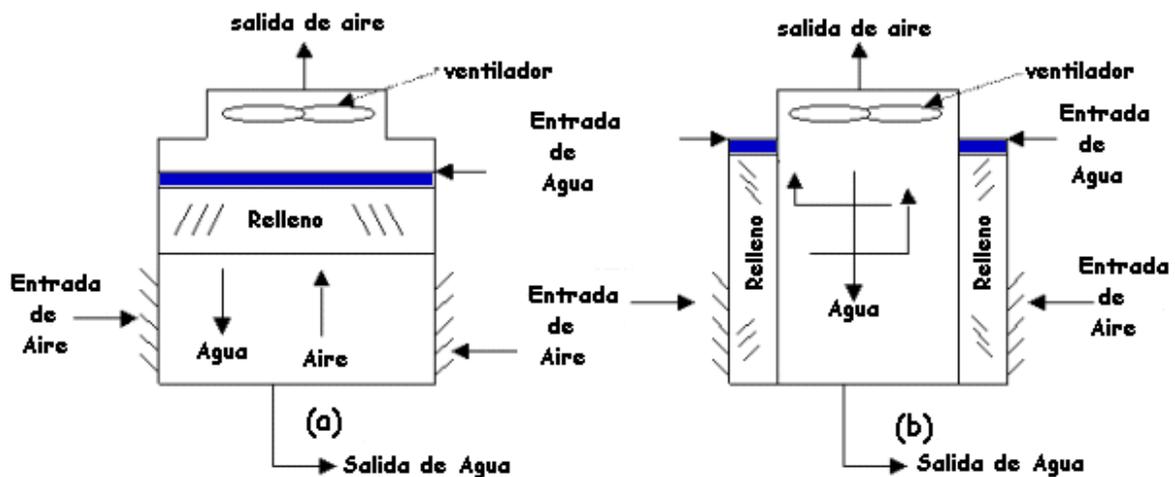


Figura 2.3 Torres de enfriamiento: (a) flujo cruzado, (b) contraflujo

Los elementos y principales variables de operación de las torres de enfriamiento son: (Hensley, 2006):

- a) **Sistema de distribución.** El agua caliente que regresa de los diferentes procesos de refinación del petróleo se distribuye uniformemente en forma de pequeñas gotas sobre una sección transversal de la torre a través de un rociador (torre a contraflujo) o de una cubierta de distribución, (en el caso de una torre con flujo cruzado).



- b) **Relleno.** El relleno o empaque se localiza directamente debajo del sistema de distribución y su función es romper las gotas de agua y mezclarlas con el flujo hacia arriba o cruzado del aire en movimiento. El relleno consiste normalmente de unas barras rociadoras, rejillas o bloques celulares corrugados hechos de madera o plástico.
- c) **Eliminadores de niebla/rocío.** Para minimizar el arrastre de las gotas de agua por el flujo de aire, se instalan eliminadores de niebla o rocío entre la sección de relleno y el aire de salida. Los eliminadores cambian la dirección del aire varias veces antes de que el aire salga de la torre y las gotas de agua arrastradas son atrapadas y devueltas a la torre.
- d) **Evaporación.** La mayor parte del calor que es eliminado del agua se debe a la evaporación de una parte de esta agua. El flujo de agua evaporada se relaciona directamente con un gradiente de temperatura (ΔT), un flujo de recirculación (RR) y un factor de evaporación (f), que generalmente se encuentra entre 0.8-1 de acuerdo a la siguiente ecuación.

$$E = \frac{f \times RR \times \Delta T}{1000} \quad \text{Ecuación 2.1}$$

RR: flujo de recirculación, m³/h.

ΔT : Caída de temperatura, en K, cuando así se indica en el factor f

- e) **Ciclos de concentración.** Los ciclos de concentración en los sistemas de agua de enfriamiento de recirculación abierta, es el número de veces que las impurezas del agua de alimentación se concentran en el agua del sistema. Los ciclos de concentración se obtienen del cociente entre el flujo de agua de reposición y el del agua de purga; por lo que a mayor flujo de purga, tanto



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

los ciclos como las sales se reducen; las impurezas se concentran menos en el agua del sistema, y viceversa.

$$C = \frac{AR}{P} \quad \text{Ecuación 2.2}$$

C= Ciclos de concentración,

AR= Flujo de reposición, m³/h.

P= Flujo de Purga, m³/h.

- f) **Purga.** Para evitar la concentración excesiva de sólidos disueltos y suspendidos en el agua de enfriamiento, una porción de esta agua (y su contenido de sólidos) es constantemente eliminada del sistema. Las purgas pueden calcularse a partir del flujo de evaporación y los ciclos de concentración como sigue.

$$P = \frac{E}{C-1} \quad \text{Ecuación 2.3}$$

C= Ciclos de concentración,

E= Evaporación, m³/h.

P= Flujo de Purga, m³/h.

- g) **Agua de repuesto.** Para reemplazar el agua perdida por evaporación, purgas (P) y pérdidas por arrastre, se suministra agua de repuesto al sistema. Este balance de agua puede ser expresado como sigue.

$$AR = E + P + W \quad \text{Ecuación 2.4}$$

AR= Agua de repuesto, m³/h

W= Pérdidas por arrastre, m³/h

E= Evaporación, m³/h.

P= Flujo de Purga, m³/h.



Si se considera que las pérdidas por arrastre son volúmenes despreciables, la ecuación de agua de repuesto puede ser reescrita como sigue.

$$AR = E + P \quad \text{Ecuación 2.5}$$

AR= Agua de repuesto, m³/h

E= Evaporación, m³/h.

P= Flujo de Purga, m³/h.

- h) **Intervalo de enfriamiento.** Es la diferencia de temperatura entre el agua que regresa al proceso (T_1) y el agua suministrada a la torre de enfriamiento (T_2).

$$\Delta T = (T_2 - T_1) \quad \text{Ecuación 2.6}$$

(ΔT)= Gradiente de temperatura, K.

T_2 = Temperatura del agua caliente que regresa de los procesos de refinación del petróleo, K

T_1 = Temperatura del agua a la salida de la torre de enfriamiento, K

2.2.1.1 Problemas operacionales en las torres de enfriamiento.

Corrosión: La corrosión es provocada por la presencia de gases disueltos (O_2 y CO_2) o iones agresivos disueltos, (Cl^- , SO_4^{2-} y HCO_3^-) en el agua de repuesto a las torres de enfriamiento. Los principales factores que afectan la velocidad de corrosión son la temperatura, por el efecto que tiene sobre la solubilidad del aire y por tanto del oxígeno, el pH ya que la velocidad de corrosión se reduce con un pH fuertemente alcalino, mientras que con un pH fuertemente ácido aumenta; y por último; las altas velocidades del agua también pueden causar erosión de la superficie metálica, así como; de las películas protectoras contra la corrosión. Por el contrario, cuando la velocidad del agua es muy baja, los sólidos suspendidos



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

contenidos en el agua sedimentan y pueden establecer celdas de corrosión localizada, con lo cual se incrementa la velocidad de corrosión.

Como consecuencia de la corrosión en las torres de enfriamiento se tienen paros no programados y mantenimientos costosos frecuentes.

Incrustación: La incrustación ocurre como resultado de la precipitación de las sales disueltas contenidas en el agua de enfriamiento. La incrustación es un material denso y adherente que actúa como aislante y disminuye la transferencia de calor dentro de ellos, el carbonato de calcio, debido a su baja solubilidad, es el más común.

El potencial de incrustación del carbonato de calcio presente en el agua se puede determinar a partir del índice de saturación de Langelier (LSI, por sus siglas en inglés, Langelier Saturation Index). En la tabla 2.3 se muestra que un valor positivo del LSI indica una posible formación de incrustaciones. Un valor de cero o negativo indica que el agua está subsaturada y habrá una tendencia a disolver el carbonato de calcio. (Rafferty, 1999). En el apéndice 8.1 se muestra la metodología para calcular este índice.

Tabla 2.3 Índice de Langelier (Davis, 1998)

Índice Langelier	Resultado
IL=0	Agua en equilibrio químico
IL<0	Agua con tendencia a ser corrosiva
IL>0	Agua con tendencia incrustante

2.2.1.2 Control de la incrustación en torres de enfriamiento

La tendencia a la incrustación puede ser controlada por uno o más de los métodos mostrados en la tabla 2.4



**EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS
SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO**

Tabla 2.4 Métodos de prevención y control de corrosión (Bird Archer Inc, 1996)

Métodos	Efectos
1. Aumento de Purga	Disminuye el pH y la concentración de sólidos disueltos
2. Incremento del flujo de Agua	Reduce la temperatura del agua, Reduce el potencial de incrustación
3. Agua de repuesto suavizada	Reduce la dureza de calcio y magnesio
4. Adición de ácido	Disminuye el pH, aumenta la solubilidad
5. Alimentación de un inhibidor de corrosión	Aumenta la solubilidad Reduce la incrustación Modifica la forma de los cristales

2.2.1.3 Recomendaciones de calidad de agua para torres de enfriamiento

Se han establecido, como se indica en la tabla 2.5 recomendaciones sobre la calidad del agua dentro las torres de enfriamiento, para prevenir la incrustación y la acumulación de contaminantes que pudieran afectar el número de ciclos de concentración y el desempeño de las torres de enfriamiento.

Tabla 2.5 Calidad de agua para torres de enfriamiento (Cooling Technology Institute, 2004)

Parámetro	Calidad de Agua dentro de la torre de enfriamiento (No aplica para agua de repuesto) (ppm)	
pH	6.5-9	
Cloruros	Acero galvanizado	Acero inoxidable serie 300
	<750	<1500
Ca ²⁺ como CaCO ₃	<800	
Sulfatos	Si Ca ²⁺ >800 SO ₂ ⁺⁴ <800 Si Ca ²⁺ <800 SO ₂ ⁺⁴ <1500	
Sílice como SiO ₂	<150	
Hierro	<3	
Manganeso	<0.1	
Sólidos Suspendidos Totales	<25	
Sólidos Disueltos Totales	<5000	
Grasas y Aceites	0	
Amoniaco	<50	



2.2.2 Calderas

La formación de incrustaciones y el depósito de lodos en la superficie de las calderas de generación de vapor son los problemas más frecuentes.

La principal causa de la formación de incrustaciones en las calderas se debe a que la solubilidad de las sales presentes en el agua de alimentación disminuye al aumentar la temperatura.

Los principales tipos de incrustaciones son ocasionados por la presencia de:

- Carbonato de calcio CaCO_3
- Sulfato de Calcio CaSO_4
- Carbonato de Magnesio MgCO_3
- Hidróxido de Magnesio Mg(OH)_2

La capa de sales precipitadas sobre la superficie de calentamiento de la caldera tiene un bajo grado de conductividad térmica, comparado con la conductividad del acero, como se muestra en la tabla 2.6; esto disminuye la transferencia de calor, provocando que el consumo de combustible se incremente. En la figura 2.4 se muestra el efecto del grosor de la incrustación sobre el consumo de combustible en una caldera de alta presión. Las incrustaciones también ocasionan un aumento de la temperatura de los tubos de la caldera, modificando las propiedades del metal dramáticamente y ocasionado rupturas.

Tabla 2.6 Conductividad Térmica (Bird Archer Inc, 1996)

Material	BTU/(h)(ft ²)(°F/in)
Caldera de Acero	310
Fosfato de calcio	25
Sulfato de Calcio	16
Carbonato de Calcio	6-15
Aislante	0.7
Silicato	0.6



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

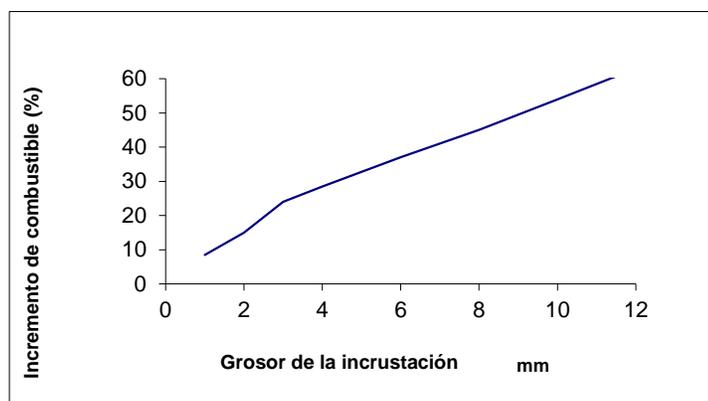


Figura 2.4 Efecto del grosor de la incrustación en el consumo del combustible en calderas de alta presión (Bird Archer Inc, 1996)

2.2.2.1 Control de la incrustación en calderas y recomendaciones de calidad de agua

La formación de incrustaciones y depósitos de lodo sobre la superficie de las calderas se puede disminuir limitando la concentración de ciertos contaminantes presentes en el agua de alimentación. Estos contaminantes pueden ser los sólidos disueltos, los sólidos suspendidos, la alcalinidad total o el contenido de sílice. En las Tablas 2.7 y 2.8 se muestran los parámetros de calidad de agua recomendados para diferentes presiones de operación en calderas.

Tabla 2.7 Estándares de calidad de agua ASME en calderas modernas (Bird Archer Inc, 1996)

Agua de alimentación a caldera				Agua en la caldera		
Presión del tambor (kPa)	Hierro (mg/L Fe)	Cobre (mg/L Cu)	Dureza Total (mg/L CaCO ₃)	Sílice (mg/L SiO ₂)	Alcalinidad Total** (mg/L CaCO ₃)	Conductividad (S/cm)
0-2068	0.100	0.050	0.3	150	700*	7
2075-3103	0.050	0.025	0.3	90	600*	6
3110-4137	0.030	0.020	0.2	40	500*	5
4143-5171	0.025	0.020	0.2	30	400*	4
5178-6205	0.020	0.015	0.1	20	300*	3
6212-6895	0.020	0.015	0.5	8	200*	2
6901-10342	0.010	0.010	0.000	2	0***	0.15
10349-13790	0.010	0.010	0.000	1	0***	0.1

*La alcalinidad no debe ser mayor al 10% de la conductividad

**El mínimo nivel de alcalinidad por OH⁻ debajo de 6895 kPa debe ser especificado individualmente con respecto a la solubilidad de la sílice y otros componentes en el tratamiento interno.

***La concentración de cero se refiere libre de alcalinidad de hidróxido de sodio o potasio



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Tabla 2.8 Límites tradicionales para calderas industriales (Bird Archer Inc, 1996)

Presión (kPa)	Sólidos Suspendidos mg/L	Fosfatos* mg/L	Sulfatos mg/L
0-2068	250	30-60	30-50
2075-3103	100	30-60	30-50
3110-4137	100	30-60	30-50
4143-6205	50	20-40	20-40
6212 o más	-	10-20	5-10

*Con agua de repuesto suavizada, la concentración límite de fosfato puede disminuir a 15-25 mg/l a presiones menores de 6205 kPa

En base a las recomendaciones de calidad de agua para las torres de enfriamiento y la calidad de agua de alimentación para calderas; la refinería estableció las características que debe cumplir el agua de repuesto a torres de enfriamiento y UDAS, éstas se muestran en la tabla 2.9.

Tabla 2.9 Especificaciones de calidad establecidas para torres de enfriamiento y UDAS

Parámetro	Unidades	Agua de repuesto a torres de enfriamiento	Agua de alimentación a UDAS
Flujo	L/s	300	200
pH		6.8 –7.8	6.8 –7.8
Temperatura	°C	Ambiente	Ambiente
DBO Total	mg/L	5	5
DQO Total	mg/L	30	30.
Sólidos Suspendidos	mg/L	10	10
Sólidos Sedimentables	ml/L	0.1	0.1
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	1000 max	700
Fosfatos	mg/L	6	2
Nitrógeno Total	mg/L	4	1
N-NH3	mg/L	2	1
Cloruros	mg/L	200	200
Sulfatos	mg/L	200	200
Sulfuros	mg/L	1	1
Grasas v Aceites	mg/L	1	1
Fenoles	mg/L	0.1	0.1
Coliformes Totales	NMP/100 ml	25	25
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	0	0
Materia Flotante	(3)	Ausente	Ausente
Conductividad	µS/cm	1,000	700
Dureza Total	mq(CaCO3)/L	450	300
Dureza Calcio	mq(CaCO3)/L	300	190
Dureza Magnesio	mq(CaCO3)/L	150	110
Alcalinidad	mq(CaCO3)/L	200	80
Bicarbonato	mq(CaCO3)/L	200	100
SiO ₂	mg/L	25	10
Arsénico	mg/L	0.1	0.1
Cadmio	mg/L	0.1	0.1
Cianuro	mg/L	1	1
Cobre	mg/L	4	4
Cromo	mg/L	0.5	0.5
Plomo	mg/L	0.2	0.2
Níquel	mg/L	2	2
Zinc	mg/L	10	10
Mercurio	µg/L	0.005	0.005
Hierro	µg/L	.05	.05
Color	U Pt-Co	15	15
Olor (1)	No. de Umbral	Sin olor	Sin olor

Notas: (1) Está dado en una escala de 1 a 1, 050,000 en Número de Umbral y de 0 a 20 en intensidad de olor.



2.3 Procesos avanzados para el acondicionamiento de aguas residuales

Los contaminantes presentes en las aguas residuales municipales tratadas pueden removerse utilizando ya sea procesos físicos, químicos o mediante membranas. Los procesos se pueden combinar dependiendo de las características del agua a tratar (ver tabla 2.2) y de las características que se requieren alcanzar, ver tabla 2.9.

A continuación se describen las tecnologías actualmente disponibles para eliminar estos contaminantes.

2.3.1 Suavización

La dureza del agua es causada principalmente por la presencia de iones metálicos divalentes de Ca^{+2} y Mg^{+2} . La dureza se clasifica en dureza temporal, también llamada dureza carbonatada y dureza permanente. La dureza carbonatada es producida por bicarbonatos o carbonatos ácidos de metales alcalinotérreos, que por ebullición se transforman en carbonatos insolubles y se depositan como incrustación. La dureza permanente es debida principalmente al contenido de sulfatos de calcio y magnesio (CaSO_4 y MgSO_4).

El agua dura como se describió en la sección 2.2, no es adecuada para su uso en torres de enfriamiento y calderas debido a que forma incrustaciones. Existen tres principales métodos para suavizar el agua dura. El primero se conoce como suavización química, en el cual se añade cal y carbonato de sodio para precipitar los compuestos insolubles de Ca^{2+} y Mg^{2+} presentes en el agua; posteriormente, en un sistema de clarificación y filtración se elimina del agua el precipitado formado; el segundo método es el intercambio iónico en el que los iones causantes de la dureza son intercambiados por iones presentes en una resina, el tercero son los métodos de membrana como la osmosis inversa y la nanofiltración. En la osmosis inversa, el agua es forzada a pasar a través de una membrana semi-permeable, desde una solución más concentrada a una solución menos concentrada, mediante la



aplicación de presión. Las sales disueltas son removidas con una eficiencia del 90% al 98%. La nanofiltración es un proceso de filtración por membranas operadas bajo presión en la que solutos de bajo peso molecular (1000 Daltons) son retenidos, pero las sales disueltas pasan, total o parcialmente, a través de la membrana con el filtrado. En la nanofiltración se remueven iones divalentes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} ; SO_4^{2-}) con una eficiencia del 85% al 95% y iones monovalentes (Na^+ , K^+ , Cl^-) con una eficiencia del 40 al 70% (Twort, 2000).

2.3.1.1 Suavización química

El objetivo principal del proceso de suavización con cal-carbonato es convertir los compuestos solubles de calcio y magnesio presentes en el agua en compuestos insolubles. En la tabla 2.10 se muestran las diferentes reacciones que se llevan a cabo en el proceso. En primer lugar la cal (CaO) se agrega al agua para formar $\text{Ca}(\text{OH})_2$, el cual reacciona con la dureza carbonatada convirtiendo el CaHCO_3 soluble en CaCO_3 insoluble y el MgHCO_3 soluble en CaCO_3 insoluble y MgCO_3 soluble. El MgCO_3 soluble se precipita después con la adición de más cal formando $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y CaCO_3 . La dureza permanente se precipita como CaCO_3 agregando carbonato de sodio (Na_2CO_3). En la práctica la remoción completa de la dureza es indeseable debido a que esto se traduce en la obtención de un agua altamente corrosiva.

En lugar de cal se puede usar hidróxido de sodio para remover una parte de la dureza temporal y permanente, con este compuesto se obtendría una reducción del 50% de la alcalinidad que se tendría con la adición de cal (Twort, 2000). Durante este proceso se forma carbonato de sodio que se puede complementar con la adición de más carbonato de sodio para remover la dureza no carbonatada. La ventaja de utilizar hidróxido de sodio es que este compuesto es más fácil de manejar que la cal, además si el nivel de remoción deseado lo permite puede ser el único químico que se utilice y el volumen de los lodos producidos es menor.

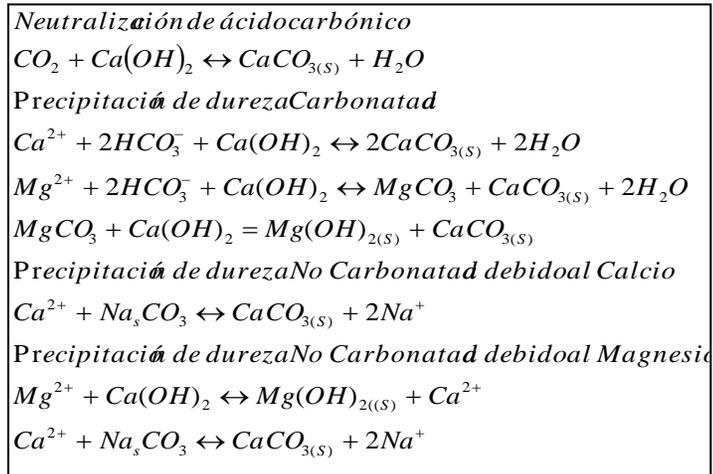


EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Los inconvenientes son que la concentración de sodio en el agua aumenta y el costo del hidróxido de sodio es mayor que la cal.

El proceso de suavización química se lleva a cabo en un intervalo de pH de 9.5 a 10.5. En estas condiciones se pueden remover por precipitación muchos metales pesados como el Bario, Estroncio, Plata, Arsénico, Cadmio, Cobalto Cobre, Mercurio, Plomo y Zinc con una eficiencia del 80 al 95%(HDR Engineering Inc, 2001).

Tabla 2.10 Reacciones del proceso de suavización con cal-carbonato de sodio, (Davis, 1998)



Adicionalmente, la eliminación de sílice puede llevarse a cabo durante el proceso de suavización química cuando el magnesio está presente y la sílice precipita como silicato de magnesio. Si la concentración de magnesio es baja pueden añadirse sales de magnesio para mejorar la eliminación de la sílice. En la figura 2.5 se muestra la remoción de sílice que puede alcanzarse durante la suavización química, las curvas representan el contenido de sílice en el agua, la cual disminuirá dependiendo de la cantidad de magnesio precipitado.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

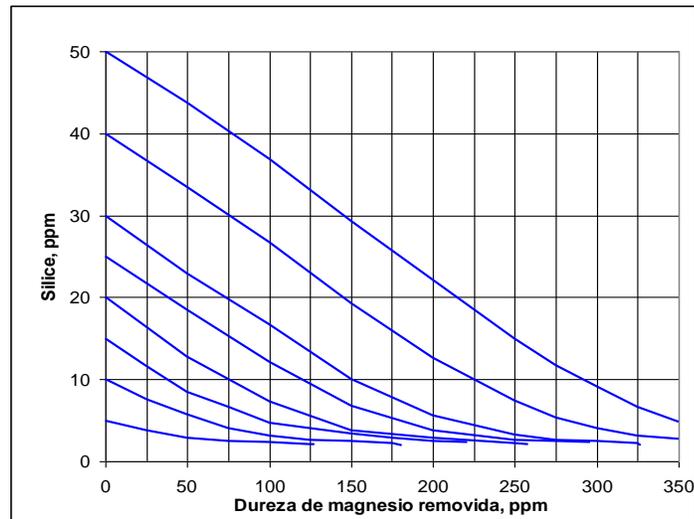


Figura 2.5 Sílice removida vs Dureza de magnesio Removida, Proceso en frío
* (modificado de Fundamentals Steam Generation Chemistry, Buecker, 2000)

El problema de la suavización química es que los lodos producidos son a menudo voluminosos y difíciles de disponer; por esta razón, se han investigado variaciones en el proceso, combinando la precipitación química con un sistema de filtración sobre el cual se forma una capa de semillas de carbonato de calcio al hacer pasar el agua a través de un filtro que contiene una masa de calcita, este proceso es conocido como suavización por precipitación acelerada compacta (A. Masarwa, 1997). La suavización compacta puede llevarse a cabo con NaOH o cal, o si es necesario con cal/carbonato de calcio. La elección del reactivo dependerá de la composición del agua, las necesidades de suavización, el contenido de sólidos disueltos, etc. El esquema del proceso se muestra en la figura 2.6.

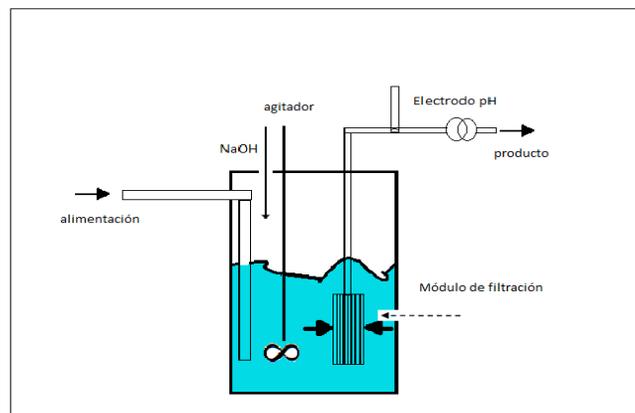


Figura 2.6 Esquema de suavización compacta con sistema de agitación y filtración



2.3.1.2 Plantas de suavización química

El primer proceso de suavización química se llevó a cabo en un tanque de operación intermitente donde un exceso de químicos (cal-carbonato de sodio) se mezcló con el agua, se dejó reaccionar por aproximadamente 4 h y posteriormente el agua tratada fue decantada, dejando los lodos precipitados en el fondo del tanque. Actualmente, en las plantas de suavización química, la cal se usa en forma de polvo seco hidratado y se entrega en bultos a granel que son almacenados en silos. Por seguridad, en lo alto de cada silo se instala un filtro de polvos y una válvula de relevo. Para evitar la formación de grumos se inyecta aire seco que se alimenta por medio de un compresor o se puede usar un vibrador mecánico que rompe cualquier grumo de cal formando dentro del silo. La base del silo es cónica y la cal se extrae generalmente con una cinta transportadora tipo tornillo que entrega cierta cantidad a un mezclador por etapas donde se prepara una suspensión cuya concentración es del 10%. El esquema completo del proceso de preparación de la suspensión se muestra en la figura 2.7.

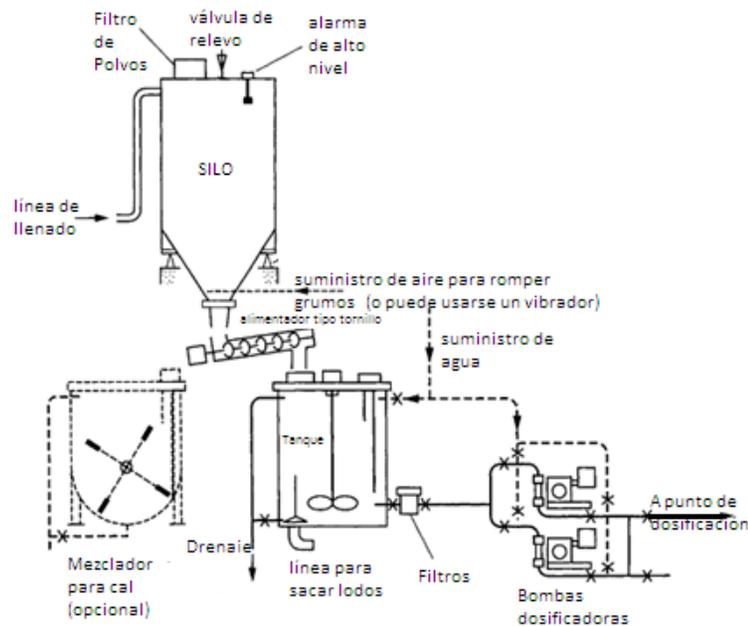


Figura 2.7 Esquema de preparación de suspensión de cal para suavización, (Twort, 2000)



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Posteriormente, la suspensión se agrega al agua mediante bombas dosificadoras de desplazamiento positivo y la mezcla se envía a un clarificador-suavizador, donde los lodos son extraídos continuamente, aunque algunas veces se pueden recircular para favorecer la floculación de los precipitados. Las plantas de carbonato de sodio son similares, excepto que en lugar de una suspensión, se prepara una solución de carbonato de sodio cuya concentración varía con la temperatura; 90 g/L (5°C); 120 g/L (10°C), 160 g/L (15°C), 210 g/L (20°C) y 270 g/L (25 °C), (Twort, 2000).

Para que las reacciones de suavización se completen en un tiempo razonable, se añade un 10% de exceso de cal y carbonato de sodio sobre el requerido estequiométricamente. Si el agua contiene sólidos suspendidos, éstos se pueden eliminar añadiendo algunos coagulantes. Los coagulantes más usados son a base de hierro porque pueden usarse a valores de pH altos; los de sulfato de aluminio pueden usarse siempre que se forme el precipitado de aluminato de magnesio que es insoluble, en lugar del hidróxido de magnesio. Si se añade aluminato de sodio éste permitirá la precipitación de sílice (Sivazankar, 2008). En la práctica, la cal, el carbonato de sodio y el coagulante son añadidos al agua en la parte superior de un tanque de forma cilíndrica, ver figura 2.8.

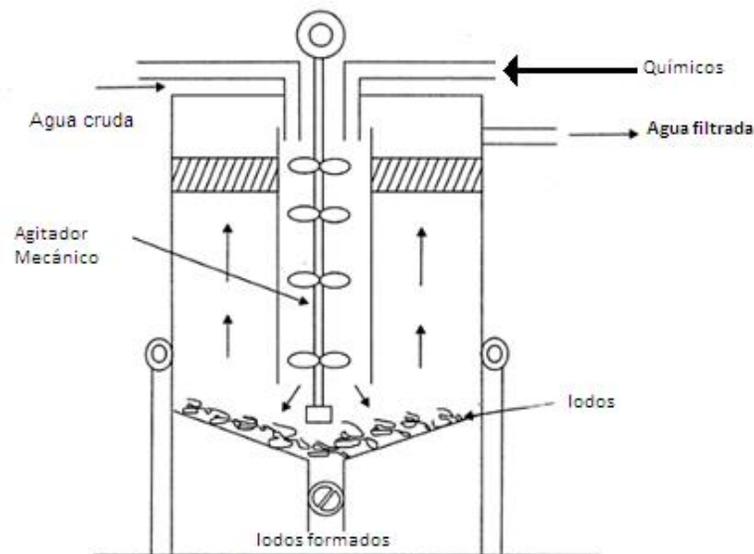


Figura 2.8 Proceso de suavización química con clarificación de lodos



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Normalmente, los suavizadores operan en un rango de velocidad de carga superficial entre 3 y 4 m³/m²h; cuando se remueve magnesio las velocidades son de 2-2.5 m³/m²h. Las dosis de cal requeridas son altas, siendo del orden de 100-200 mg/L. El proceso produce una gran cantidad de lodos producto de la precipitación de la dureza, la coagulación de sólidos suspendidos y la eliminación de color.

El proceso de suavización química se lleva a cabo generalmente a temperatura ambiente (suavización en frio) o cerca de 100°C (suavización en caliente); la suavización en frio generalmente disminuye la dureza a un valor residual reportado en la literatura de 50-60 ppm (Sivasankar, 2008) o de 35-50 mg/l como CaCO₃. (Twort, 2000). En la mayoría de las plantas de suavización química se logran niveles de dureza de calcio de 30 a 40 mg/L como CaCO₃, magnesio de menos de 40 mg/L como CaCO₃ y una alcalinidad total de 60 a 70 mg/L como CaCO₃. En el proceso de suavización en caliente, las reacciones químicas ocurren con mayor rapidez, los lodos sedimentan con mayor facilidad sin necesidad de añadir coagulantes y los gases disueltos como el oxígeno, el CO₂ y aire son eliminados. La suavización en caliente se usa casi exclusivamente para suavizar el agua de alimentación a calderas seguido de otros tratamientos para remover la dureza permanente, como el intercambio iónico, lo cual hace más eficiente y económico el proceso. El proceso de suavización en caliente puede reducir la dureza y la sílice a los siguientes niveles (General Electric Company, 2012):

- Calcio 15 ppm
- Magnesio 5 ppm
- Sílice 1-2 ppm

Después de que el agua es suavizada, ésta necesita estabilizarse antes de entrar a los filtros de arena que eliminarán cualquier resto de lodo precipitado; la estabilización puede lograrse con la adición de ácido y fosfatos para evitar la precipitación de monocarbonatos. El método más común es la neutralización con



CO₂; también se han usado ocasionalmente ácidos como el sulfúrico, clorhídrico, fosfórico y otros, pero estos incrementan los sólidos disueltos totales y pueden incrementar la dureza del agua.

2.3.1.3 Limitaciones de la suavización química

La suavización con cal-carbonato de sodio tiene muchas ventajas por llevarse a cabo a valores de pH altos, como son reducir la corrosión de las tuberías, reducir la carga de microorganismos patógenos (Sivasankar, 2008) y ser un proceso económico. Las desventajas que presenta el proceso son que difícilmente se alcanzará una dureza menor a 15-20 ppm, la generación de una gran cantidad de lodos y la dificultad de su disposición, además de que se requiere personal entrenado y calificado para operar el proceso.

Adicionalmente, se pueden presentar dificultades en la operación de los suavizadores químicos, si no se controlan adecuadamente las siguientes variables:

Hidráulica: El sistema debe contar con un tanque de balance para minimizar las variaciones de flujo al suavizador, de este modo se evita que los cambios en los parámetros de diseño afecten el desempeño de los equipos.

Control de químicos: La adición de los químicos debe ser lo más precisa posible para cumplir con la calidad de agua requerida. Cuando el agua provenga de una fuente en la que no haya variaciones en la concentración de contaminantes, la dosis de químicos se cambiará en función de las variaciones de flujo que ocurran. En cambio, si el agua proviene de una fuente con cambios frecuentes en la concentración de contaminantes como es el caso de las aguas superficiales, se deben hacer análisis de la calidad del agua constantemente para conocer la concentración de contaminantes y ajustar la dosis de químicos.



2.3.2 Filtración

La filtración es un proceso de separación sólido/líquido que remueve efectivamente partículas suspendidas mayores a 3 μm . La filtración también reduce efectivamente la concentración de microorganismos patógenos, sirviendo como pretratamiento para el proceso de desinfección.

La operación completa de filtración consta de dos fases: filtración y lavado; en la primera etapa se elimina la materia suspendida o coloidal mediante el paso del agua a través de un medio poroso, generalmente un lecho de arena. En la segunda etapa, la filtración debe detenerse para que el medio filtrante sea retrolavado, ya que medida que los sedimentos aumentan, la altura del medio filtrante limpio disponible es inadecuada para obtener la calidad de efluente deseada.

Los mecanismos implicados en la eliminación de sólidos suspendidos por un filtro son muy complejos. Los diversos factores que pueden influir en el proceso dependen de las características físicas y químicas de los sólidos suspendidos, el medio filtrante, la velocidad de filtración y las características químicas del agua.

En los filtros granulares profundos de material grueso, la eficacia de eliminación de los sólidos en el lecho de filtro depende de varios mecanismos de transporte que llevan la partícula desde el fluido hasta la superficie del medio filtrante y mecanismos de fijación que retienen la partícula.

La mayoría de las aguas clarificadas o suavizadas químicamente mediante un proceso de coagulación y precipitación con un valor de turbidez de 2 a 10 NTU pueden alcanzar un valor de 0.1 a 1.0 NTU con un sistema filtración con arena convencional (General Electric Company, 2012).



2.3.2.1 Tipos de medios filtrantes

Los materiales que se usan como medio filtrante son la arena, sílice, carbón de antracita, granate, magnetita y otros materiales, siendo la sílice y la antracita los más usados. Cuando no se pueden usar filtros de sílice, como en el caso del agua suavizada que será alimentada a calderas, se usa generalmente antracita.

El tamaño y forma del medio filtrante afecta la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos. Un medio de forma angular forma grandes zonas vacías y remueve menor cantidad de material fino que un medio filtrante con forma redonda de tamaño equivalente. Por otro lado, el material del medio debe ser suficientemente grueso para permitir que los sólidos penetren entre 4 a 10 cm del medio filtrante y de este modo prevenir que la caída de presión se incremente rápidamente.

El tamaño del medio filtrante depende de las características de los sólidos suspendidos en el agua, el diseño específico del filtro, así como de la calidad del efluente requerido. En general, los filtros de arena rápidos usan arena con un tamaño efectivo de 0.35 a 0.60 mm y un coeficiente máximo de uniformidad de 1.7. El tamaño del material de los medios filtrantes gruesos tiene un tamaño de 0.6 a 1.0 mm.

En general, cuando se tiene un efluente con una poca concentración de sólidos suspendidos, el tamaño del medio filtrante ideal será aquel que retenga una gran cantidad de sólidos y pueda lavarse fácilmente. Por ejemplo, una arena fina proporciona una mejor retención de sólidos que una arena gruesa, pero no permite una buena penetración de los sólidos dentro del medio filtrante; por lo que una parte del medio filtrante no se utiliza y las partículas retenidas son difíciles de eliminar con el retrolavado. Por el contrario, las arenas más gruesas se saturaran menos rápido, por lo que permiten tiempos de corrida más largos y retrolavados más fáciles. Sin embargo; la calidad del agua filtrada será menor que en el de arena fina. (Weber, 2003).



2.3.2.2 Filtros de lecho mixto

El término “multicapa” y “lecho mixto” se aplica a los tipos de filtros con distintas capas de material filtrante para permitir una mejor eliminación de partículas. El material grueso y menos denso se coloca en lo alto del lecho del filtro y el material más fino y más denso es colocado en el fondo. El flujo de filtración descendente permite una penetración de los sólidos suspendidos uniforme y profunda, lo cual ayuda a que el filtro tenga una tasa de filtración alta y corridas más largas. En la tabla 2.11 se muestra una lista de cuatro tipos de materiales usados en los filtros multicapas con su respectivo tamaño de partícula. Existen otros materiales; sin embargo, el uso de muchos tipos de materiales también puede dificultar el retrolavado de los filtros.

Tabla 2.11 Materiales usados en filtros multicapa. (Handbook of Industrial Water treatment, General Electric Company, 2012

Media	Tamaño efectivo mm	Gravedad específica
Antracita	0.7-1.7	1.4
Arena	0.3-0.7	2.6
Granate	0.4-0.6	3.8
Magnetita (óxido de hierro)	0.3-0.5	4.9

2.3.2.3 Medios flotantes

Los medios filtrantes flotantes están hechos de materiales sintéticos menos densos que el agua. El uso adicional de sulfato de aluminio permite que estos filtros tengan una doble función: floculador y separador sólido-líquido. En estos sistemas se pueden remover partículas con un tamaño de 26 a 40 μm con una eficiencia del 50% al 70%.

Las pérdidas de carga hidráulica son del orden de 3 cm, en base a un tiempo de operación de cuatro horas (Ngo, 1995). Además, la menor densidad del medio



flotante permite que el retrolavado se logre con una mínima cantidad de agua y con una menor velocidad.

2.3.2.4 Tipos de filtración

Los filtros son clasificados en filtros por gravedad o filtros a presión. En los filtros por gravedad, la fuerza de gravedad mueve el agua a través de los filtros. En los filtros presurizados, la presión aplicada al agua fuerza a que ésta pase a través del filtro.

2.3.2.5 Tratamiento convencional

La combinación de los procesos de mezclado, floculación, sedimentación y filtración mostrados en la figura 2.9 son parte del tratamiento tradicional de las plantas de tratamiento de aguas desde hace varios años, el cual se conoce como tratamiento convencional. El control de la etapa de sedimentación garantiza que el agua a la salida de los filtros posea un valor de turbidez casi constante de 2 a 3 NTU (Pizzi, 2003). En el pasado, los principales filtros usados eran de un solo medio filtrante, sin embargo; las nuevas construcciones actualmente utilizan materiales duales o multimateriales para incrementar la eficiencia del proceso.

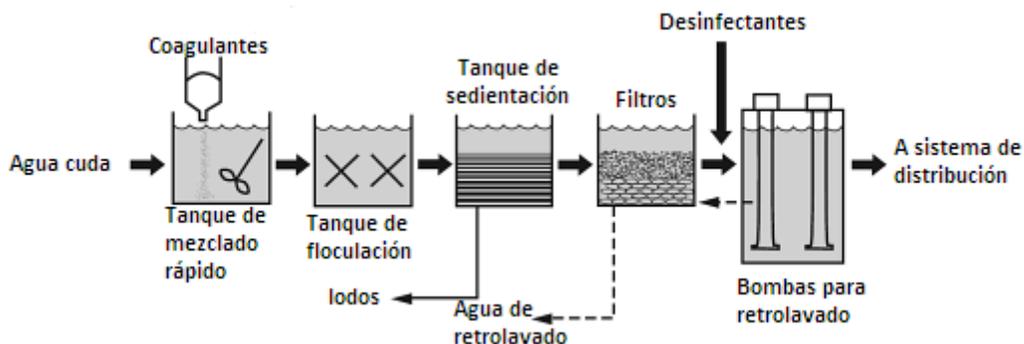


Figura 2.9 Tratamiento convencional (Pizzi, 2003, Principles and practices of water supply operations series).



2.3.2.6 Filtración Directa

En este sistema, las plantas de tratamiento, como se muestra en la figura 2.10, usan la filtración sin incluir el proceso de sedimentación. Aunque, este tipo de proceso es normalmente usado para tratar agua con un contenido de turbiedad promedio debajo de 25 NTU y color debajo de 25 unidades, también ha sido utilizado para tratar aguas con un contenido de turbiedad y color altos. Los materiales usados en la filtración directa deben ser de tipo dual, multicapa o filtros de medio filtrante profundo, ya que estos pueden remover más sólidos suspendidos, antes de requerir un retrolavado.

La principal ventaja de la filtración directa es que los costos de construcción son menores comparados con la filtración convencional; sin embargo, debido al corto periodo de tiempo que pasa entre la adición del coagulante y la filtración, este tipo de sistema debe monitorearse cuidadosamente para evitar que algunos sólidos suspendidos pasen al agua filtrada.

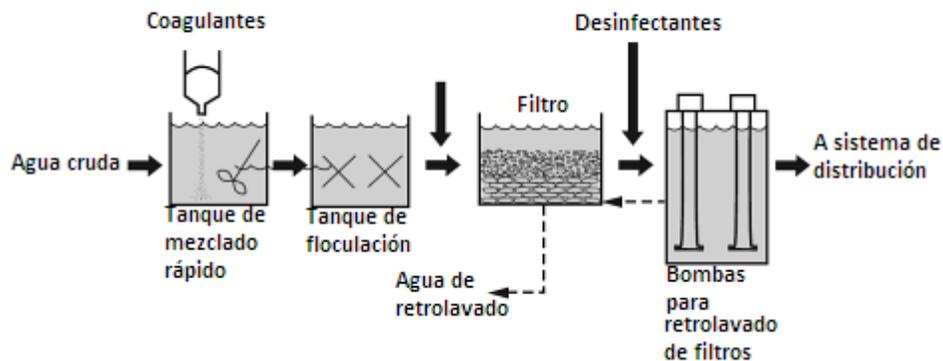


Figura 2.10 Filtración Directa (Pizzi, 2003, Principles and practices of water supply operations series).



2.3.2.7 Filtración lenta con arena

Los filtros de arena son filtros por gravedad. Como se muestra en la figura 2.11, el agua es alimentada directamente en la superficie del filtro lento de arena sin la adición de ningún químico. El espacio requerido para los filtros lentos de arena es relativamente grande, por lo su uso está limitado a plantas de tratamiento de agua pequeñas. (Pizzi, 2003).

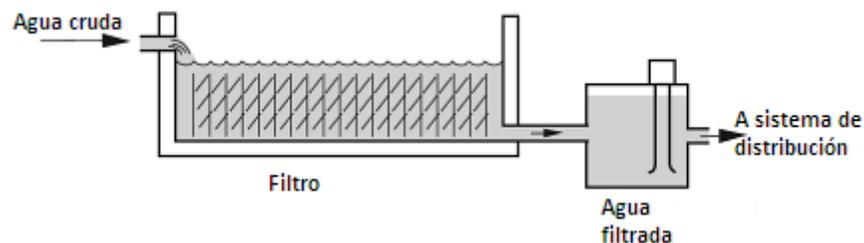


Figura 2.11 Filtro lento de arena

Los filtros por gravedad pueden ser de forma cuadrada, rectangular o circular y fabricados en acero o concreto, siendo los filtros rectangulares en concreto reforzado los más ampliamente usados. Los filtros cuentan con un soporte para el lecho y un sistema de drenado que permite que el agua filtrada se colecte uniformemente y el agua de retrolavado se distribuya uniformemente. Se debe contar con un sistema para controlar la eficiencia de la operación, siendo los controles de flujo y caída de presión los mínimos necesarios. (General Electric Company, 2012).

2.3.2.8 Filtros a presión

Los filtros a presión son usados generalmente para filtrar el agua proveniente de los sistemas de suavización en caliente, pues pueden ser operados a altas temperaturas. Los filtros a presión constan de un tanque cerrado y hermético tal como se muestra en la figura 2.12, el medio filtrante puede ser arena u otro medio



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

granular. Su diseño es de forma cilíndrica, y pueden colocarse vertical u horizontalmente. Los filtros verticales tienen un diámetro entre 30 cm y 3.0 m. La principal ventaja de los filtros a presión es que, en el caso de aguas subterráneas, el agua puede enviarse directamente por medio de las bombas de los pozos a través de los filtros y hacia el sistema de distribución (Weber, 2003).

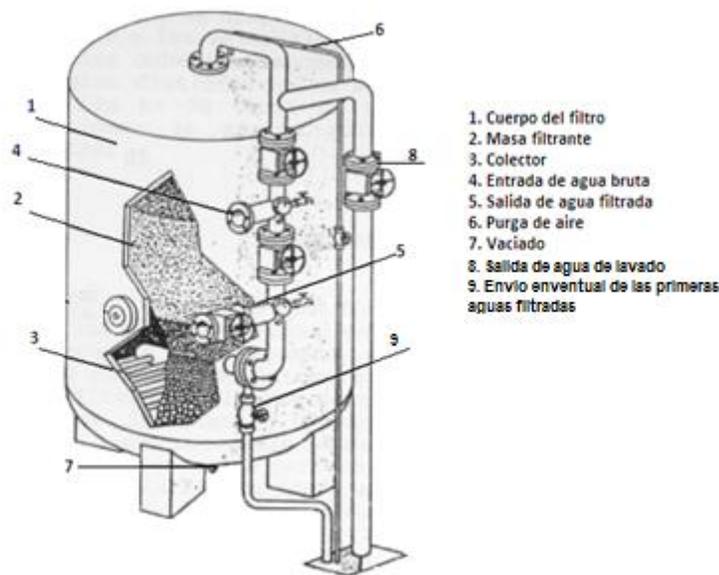


Figura 2.12 Esquema de un filtro a presión (basado en Weber, 2003)

Otras ventajas del filtro a presión son la ausencia de presión negativa en el filtro y la posibilidad de corridas más largas antes de los retrolavados siempre que la calidad del efluente sea aceptable.

Los filtros a presión pueden operar con un flujo de agua de $7 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Los filtros con materiales duales o multicapa son diseñados para flujos de agua de 14 a $19 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. A temperatura ambiente se recomienda una tasa de retrolavado de 14 a $19 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ para antracita y de 31 a $37 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ para arena. Los filtros de antracita precedidos por suavizadores en caliente requieren una tasa de retrolavado de 29 a $37 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ porque el agua es menos densa a elevadas temperaturas de operación. (General Electric Company, 2012).



2.3.2.9 Filtros automáticos

Los filtros automáticos están basados en el hecho de que la velocidad y la presión de los líquidos en movimiento se mantienen estables. De este modo, la presión estática aumenta cuando la velocidad del agua disminuye, y viceversa, cuando la velocidad del agua aumenta la presión estática desciende.



Figura 2.13 Filtro autolimpiante automático, Departamento técnico de Filtros B Marte, Tecnología del agua, 2004.

En los filtros automáticos como el de la figura 2.13, el medio filtrante va acumulando los sólidos en suspensión en la salida del agua limpia, colmatándose sucesivamente de arriba hacia abajo. Por lo tanto, la presión aumenta continuamente durante el proceso de filtración en el interior del elemento filtrante con respecto a la parte externa (lado limpio). El proceso de limpieza se inicia cuando la presión diferencial entre el lado limpio y el lado sucio alcanza un nivel predeterminado, o después de un tiempo fijo. La limpieza se desarrolla en dos secuencias:

Primera: Se abre la válvula de salida de los lodos, lo que provoca la salida de los sólidos gruesos en suspensión del interior del elemento filtrante y a través de dicha válvula, ver figura 2.14(a) y 2.14 (b).



El principio de limpieza sigue el principio de Bernoulli, es decir el disco de la parte superior del filtro con un diámetro ligeramente inferior al del elemento filtrante es impulsado por un cilindro neumático, recorriendo dos veces tres cuartas partes del filtro. Este disco reduce el paso del caudal dentro del elemento provocando una aceleración entre el disco y el filtro, ver figura 2.14 (c). Debido a que la velocidad y la presión estática se reducen fuertemente, provocan un efecto de vacío detrás del disco. En consecuencia la corriente experimenta un cambio de dirección pasando de lado limpio al lado sucio y arrancando las impurezas retenidas en las ranuras del elemento filtrante a través de la válvula de salida de lodos.

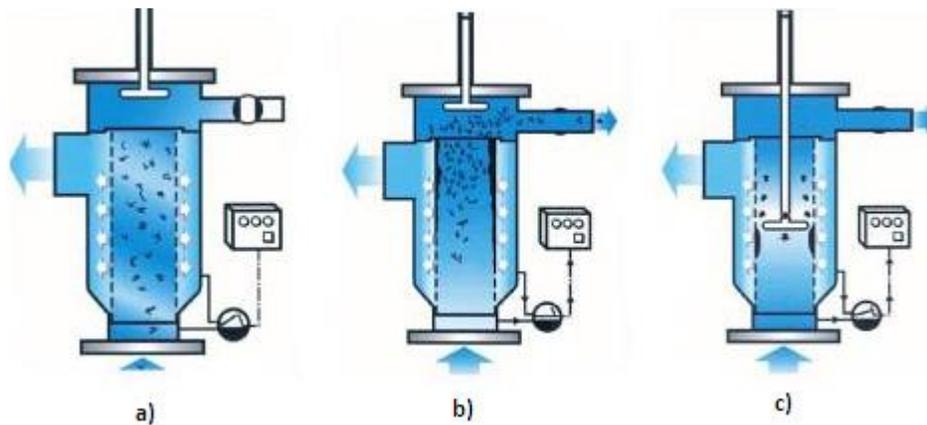


Figura 2.14 Proceso de lavado en un filtro autolimpiante, Departamento técnico de Filtros B Marte, Tecnología del agua, 2004.

Este proceso se realiza dos veces garantizando así la limpieza del filtro. Una vez finalizada esta segunda fase, el disco vuelve a su posición inicial de reposo y la válvula de salida de lodos se cierra, ver figura 2.14 (a).

El filtro incluye un cuadro de mandos que activan el proceso de limpieza automáticamente, antes de que los sólidos en suspensión acumulados en el medio filtrante puedan provocar una disminución del caudal. Cuando se alcanza el punto de presión diferencial máximo preestablecido se activa el proceso de limpieza, durante el cual nunca se ve interrumpido el flujo de agua filtrada. El cuadro de mandos también incluye un temporizador programable el cual activa una limpieza por tiempos para evitar que ciertas impurezas, que por su poca cantidad no provocan una caída de presión suficiente para activar el sistema de



limpieza en mucho tiempo, puedan solidificarse en el tamiz. Los datos de la situación del filtro pueden transferirse a un centro del control remoto desde el cuadro de mandos.

2.3.2.10 Filtros autolimpiantes continuos

Los filtros de limpieza continua utilizan un sistema que permite realizar un retrolavado continuo de la arena, sin tener que detener la operación de filtrado. Existen diversas marcas en el mercado, a continuación, en este trabajo se describen los principios de operación del filtro Dynasand®:

a) Filtración del influente

La alimentación se introduce en la parte superior del filtro, como se muestra en la figura 3.15 (A) y es dirigida hacia arriba en la parte inferior de la cama de arena a través de una serie de radiales de alimentación (C) que están abiertos. Los sólidos son retenidos por la arena, mientras el agua fluye (M) a través de la cama de arena que se mueve hacia abajo (D). El agua filtrada continúa moviéndose hacia arriba y sale por la parte superior del filtro a través de la tubería de descarga (E).

b) Limpieza de arena

La cama de arena que contiene los sólidos retenidos es arrastrada hacia abajo en dirección al centro del filtro donde un pequeño volumen de aire comprimido arrastra la arena hacia el conducto de un aerotransportador, ver figura 3.15 (F). Aquí el aire desprende por agitación cualquier partícula sólida que haya estado adherida a los granos de arena. La efectividad de este proceso de agitación/limpieza es mucho mayor que el retrolavado convencional de un filtro de arena.

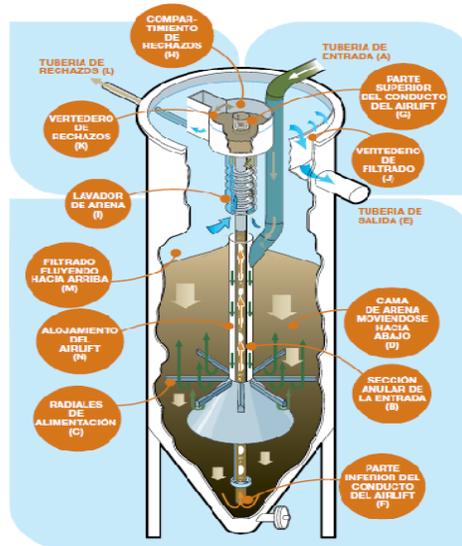


Figura 2.15 Filtro autolimpiante continuo Dynasand® (Tomado de Parkson, Treating Water Right)

El lodo sucio es empujado por la parte superior del aerotransportador (G) hacia un compartimiento de rechazo (H). Desde el compartimiento de rechazos, la arena cae hacia el lavador de arena (I) y los residuos sólidos más livianos son llevados al vertedero de rechazos (K) y salen por la tubería de rechazos (L). Mientras la arena cae en cascada a través de las etapas concéntricas del lavador, encuentra una pequeña cantidad de filtrado pulido que se mueve hacia arriba, forzada por la diferencia de nivel de agua entre la superficie del filtrado y el vertedero de rechazos. Los granos de arena más pesados y gruesos caen a través de este pequeño flujo a contra corriente mientras que los contaminantes restantes son llevados otra vez hacia arriba en dirección al compartimiento de rechazos.

La arena limpia y reciclada es depositada en la parte superior de la cama de arena donde comienza otra vez el proceso de limpieza de la alimentación y su eventual migración hacia el fondo del filtro.

c) Configuraciones de los filtros de limpieza continua

Estos filtros están disponibles como unidad paquete independiente o en un diseño modular de concreto. Las unidades paquete son construidas de acero inoxidable



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

tipo 304 o de fibra de vidrio reforzada con resina (FRP). Los materiales de construcción tanto para los componentes internos de las unidades paquete como para las de concreto son de acero inoxidable y/o de FRP. Los filtros están disponibles en el diseño de cama estándar de 1m o de cama profunda de 2m, dependiendo de la naturaleza de la aplicación.

Los módulos de concreto son usados frecuentemente en sistemas de gran capacidad colocando varios módulos en una misma celda o filtro. Los módulos en una celda comparten una misma cama filtrante y en la parte inferior de cada módulo hay conos que distribuyen la arena a sus respectivos aerotransportadores y lavadores de arena. Una instalación de filtros de limpieza continua en concreto puede ser diseñada para cualquier tamaño de área de filtrado. Esto permite que esta tecnología sea implementada en plantas de tratamiento de aguas o aguas residuales de cualquier tamaño. Como todas las camas de los filtros se encuentran en un proceso de lavado continuo, la caída de presión se mantiene baja y constante a lo largo de todos los filtros. Una caída de presión homogénea permite una alimentación constante en cada filtro, sin la necesidad de cajas de distribución o controles de flujo. Por lo tanto, una instalación de unidades múltiples puede usar un mismo cabezal con conexiones de entrada y válvulas de aislamiento para cada filtro.

2.3.3 Procesos de Adsorción

La adsorción es un proceso donde una sustancia soluble en una determinada fase es retenida sobre una superficie de otra sustancia que se encuentra en otra fase.

La sustancia que se adsorbe es el adsorbato y el material sobre el cual lo hace es el adsorbente.

La capacidad de adsorción es función de la superficie total del adsorbente, ya que cuanto mayor sea esta superficie se dispone de mayor número de fuerzas residuales no equilibradas para la adsorción.



El proceso de adsorción depende de variables como la concentración, la polaridad del contaminante en el agua y la temperatura.

A temperatura constante, la relación entre la cantidad adsorbida (X) y la concentración (C) de la disolución en el equilibrio se puede formular con la ecuación de Freundlich (Metcalf & Eddy, 2003; Ramalho, 1996):

$$\frac{X}{m} = K_f C_e^{\frac{1}{n}}$$

Ecuación 2.7

dónde:

x/m = es la cantidad de sustancia adsorbida por gramo de adsorbente (mg/mg)

C_e = concentración de soluto en mg/l en el equilibrio de adsorción.

K_f , = específicas para un tipo de adsorbente y adsorbato (L/mg)

n = constantes adimensional

Si aplicamos logaritmos a la ecuación 3.7, queda como:

$$\log \frac{x}{m} = \log K + \frac{1}{n} \log C_e$$

Ecuación 2.8

Por lo tanto, al representar esta ecuación gráficamente se obtendrá la isoterma de adsorción de Freundlich como una recta de pendiente igual a $1/n$ y ordenada al origen $\log K$.

2.3.3.1 Adsorción con carbón activado

El carbón activado remueve por adsorción las sustancias menos polares que el agua; por filtración, las partículas más grandes que el carbón y la material coloidal por una parcial deposición de esta sobre la superficie exterior del carbón activado.

El uso del carbón activado en el tratamiento de agua se enfoca principalmente en la eliminación de contaminantes orgánicos. Estos compuestos pueden clasificarse



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

en tres categorías diferentes: 1) Materia Orgánica Natural (MON), 2) Compuestos orgánicos sintéticos y 3) subproductos del tratamiento químico del agua.

Diversos compuestos orgánicos generados por procesos biológicos son encontrados en los cuerpos de agua superficiales. Estos compuestos son llamados materia orgánica natural (MON) y son de gran importancia debido a que actúan como precursores en la formación de subproductos durante el proceso de cloración del agua. Estos contaminantes pueden ser removidos con procesos químicos como la coagulación y técnicas avanzadas como la adsorción con carbón activado y la nanofiltración (NF), (Matilainen, 2006). Si se utiliza la coagulación antes de la adsorción con carbón activado se pueden remover las partículas formadas y al mismo tiempo eliminar la materia orgánica natural.

Entre los compuestos orgánicos sintéticos que pueden estar presentes en el agua se encuentran el petróleo, benceno, tolueno, fenoles, clorofenoles, triclorometano, tetracloruro de carbono, detergentes, pesticidas, colorantes y surfactantes. Por último, los trihalometanos (CHCl_3 , CHBrCl_2 , CHBr_2Cl y CHBr_3) son compuestos que se encuentran en el agua como un subproducto de los tratamientos químicos con cloro que son usados para desinfectar el agua. (Marsh, 2006).

El carbón activado puede ser: Carbón activado en polvo (PAC), por sus siglas en inglés (powdered activated carbon) y carbón activado granular (GAC), por sus siglas en inglés (granular activated carbon). El GAC es el más utilizado en el tratamiento de aguas.

El carbón activado se prepara a partir de la deshidratación y carbonización de materias primas carbonosas como madera, lignito, carbón y cáscaras de nuez. El proceso finaliza con la aplicación de vapor caliente. El carbón activo se produce específicamente para alcanzar un área superficial entre $500 - 1500 \text{ m}^2 / \text{g}$.

El carbón activado tiene la ventaja de poder reactivarse (hasta 30 veces o más), sin pérdida apreciable de poder de adsorción. La reactivación se lleva a cabo



calentando el carbón agotado hasta 930°C en una atmósfera aire-vapor (reactivación térmica). Los productos orgánicos adsorbidos se queman y el carbón activo se restaura básicamente hasta su nivel original de adsorción. (Ramalho, 1996)

2.3.3.2 Unidades de carbón activado

Las columnas de carbón activado granular de lecho fijo, conocidas normalmente como filtros de adsorción, son generalmente usadas para tratar el agua. Los filtros pueden ser a presión o abiertos. El modo de operación de los filtros puede ser con flujo ascendente o descendente. En Las columnas de flujo ascendente, la entrada de agua está en el fondo del filtro y la salida del líquido en la parte superior. El flujo ascendente provoca que el carbón se expanda, permitiendo el paso de partículas finas de carbón activado en el efluente.

Las columnas de flujo descendente consisten de dos o tres columnas operando en serie con un arreglo que permite una operación en contracorriente. Este diseño permite que el proceso de adsorción de compuestos orgánicos y la filtración de sólidos suspendidos se lleven a cabo en una sola etapa; sin embargo, puede requerir de un retrolavado más frecuente. En la operación descendente, el agua fluye a través de lechos de acero o concreto, en los cuales el carbón permanece fijo. La manera de diseñar estos sistemas es a través de pruebas piloto bajo condiciones similares a las de la operación real.

El tamaño de los filtros de carbón activado está basado en cuatro factores, tiempo de contacto, entre 15 y 30 min dependiendo de la aplicación, contaminantes y calidad del efluente deseado; la carga hidráulica, la cual está relacionada con el modo de operación del filtro y es de 10-20 m³/m²h para filtros de flujo ascendente y de 7 a 12 m³/m²h para los de flujos descendente. La profundidad del lecho depende del tiempo de contacto, normalmente de 4.5 a 6 m (Aarne, 2003). En cuanto al número de filtros se debe considerar una cantidad que permita alcanzar el tiempo



de contacto requerido mientras un filtro se encuentra fuera de operación por mantenimiento o regeneración del carbón activado.

2.3.3.3 Otros tipos de adsorbentes

La aplicación de tecnologías de adsorción en el tratamiento de agua ha evolucionado desde el original y ampliamente uso de la adsorción con carbón activado para la eliminación de una gran variedad de compuestos químicos orgánicos y metales pesados en un amplio intervalo de concentraciones hasta el desarrollo y aplicación de polímeros más especializados con una composición química y estructuras especialmente diseñadas para la recuperación y eliminación de contaminantes específicos. (Aarne, 2003).

Uno de los problemas encontrados en los sistemas de carbón activado es la remoción de compuestos orgánicos específicos de aguas superficiales y subterráneas contaminadas, cuando existen materia orgánica natural disuelta (MON), la cual puede reducir significativamente la capacidad de adsorción del carbón activado. La eficiencia de remoción de materia orgánica natural (MON) en trenes de tratamiento con sistemas de coagulación con $Al_2(SO_4)_3$, floculación, clarificación con flotación, desinfección con ClO_2 , filtración con carbón activado y post-cloración es de 53 a 95%. (Matilainen, 2006)

Además, la capacidad de adsorción del carbón activado es afectada por el tiempo de uso del carbón y la frecuencia de regeneración.

Una estrategia para el tratamiento en aguas con un contenido medio de MON disuelta involucra su pre-adsorción con un material adsorbente de alta afinidad seguido por la adsorción de los contaminantes específicos en un sistema de carbón activado.



Los materiales más estudiados son las resinas poliméricas, porque estos materiales han mostrado una mayor afinidad por la MON disuelta. Los adsorbentes poliméricos tienen dos estructuras generales, carbonosas y no carbonosas. Las estructuras carbonosas trabajan de manera similar al carbón activado, excepto que generalmente son más selectivos en cuanto al tipo de compuesto y menos fáciles de ensuciarse con materia orgánica disuelta. Los adsorbentes no-carbonosos, los cuales son ampliamente usados como resinas de intercambio iónico se han evaluado recientemente en la eliminación selectiva de compuestos orgánicos como el fenol presente en aguas residuales industriales (Matilainen, 2006).

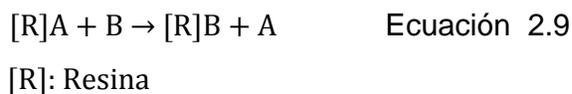
2.3.4 Intercambio iónico

Los intercambiadores iónicos son usados para la separación de sales disueltas (cationes y aniones) en soluciones de agua diluidas.

Las aplicaciones del intercambio iónico son:

- Ablandamiento: separación de iones de calcio (Ca) y magnesio (Mg)
- Desmineralización: separación de parte de todos los iones del agua
- Tratamiento de aguas residuales radiactivas
- Separación del NH_4^+ del agua
- Separación de metales pesados

El proceso de intercambio iónico es una reacción reversible. La cuál se puede representar mediante la siguiente reacción como:





Aplicando la ley de acción de masas en la ecuación 2.9, se obtiene un coeficiente de selectividad (equivalente a la constante de equilibrio) que depende de las condiciones experimentales.

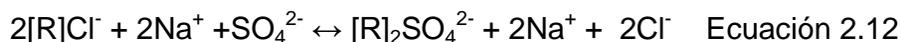
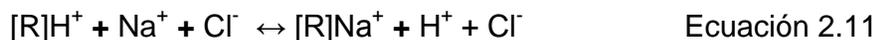
$$K_f = \frac{(A) \cdot ([R]B)}{([R]A) \cdot B}$$

Ecuación 2.10

Aunque la resina tome preferentemente los iones A frente a los iones B, al tratarse de una reacción reversible se puede invertir esta tendencia aumentando la concentración de B muy por encima de la de A. Este es el fundamento de la regeneración de las resinas.

En resumen las propiedades que rigen el proceso de intercambio iónico y determinan sus características principales son las siguientes:

- Las resinas son selectivas, es decir, pueden preferir un ion sobre otro.
- La reacción de intercambio es reversible y se mantiene la electroneutralidad. Un ion monovalente se intercambiará por otro ion monovalente y similarmente, un ion divalente necesitará dos iones monovalentes para realizar el intercambio. Por ejemplo:



Las ventajas del proceso de intercambio iónico son (Rigola, 1990):

- Se puede utilizar en aguas donde la concentración de iones disueltos son relativamente bajas.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

- Las resinas actuales tienen una gran capacidad de intercambio, esto permite usar equipos compactos con inversiones moderadas.
- Las resinas son estables químicamente, de larga duración y fácil regeneración.
- El modo de operación de los intercambiadores puede ser automático o manual.

2.3.4.1 Resinas de intercambio iónico

Se clasifican en dos grandes grupos: intercambiadores orgánicos e inorgánicos. Entre los materiales naturales, la zeolita natural puede intercambiar cationes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+) por iones de metales pesados presentes en aguas residuales.

La aplicación comercial más importante de la zeolita fue en la eliminación de amonio de las aguas municipales residuales (Jorgensen, 1976). Posteriormente, se estudió la capacidad de la zeolita para intercambiar cationes de metales pesados. La mayoría de las investigaciones realizadas muestran que la zeolita tiene una fuerte selectividad por los iones de Pb y Cd. La zeolita natural o modificada (con NaCl) cuyas características se muestran en la tabla 2.12, intercambia iones de Pb^{2+} con una eficiencia del 90% en soluciones con concentraciones de Pb^{2+} menores a 4 mmol/L y de Cd^{2+} menores a 1 mmol/L. En concentraciones superiores la eficiencia de intercambio disminuye (Curkovic, 1996).

Tabla 2.12 Análisis de la estructura de las zeolitas utilizadas en el intercambio iónico, Curkovic, 1996.

Componentes %	Zeolita Natural	Zeolita modificada NaCl (2M)
SiO_2	55.8	55.8
Al_2O_3	13.32	13.35
CaO	5.75	5.42
Na_2O	3.90	4.82
K	2.35	1.48
Fe_2O_3	1.30	1.28
MgO	0.70	0.66



Las resinas de intercambio iónico sintéticas o poliméricas son redes tridimensionales de un polímero insoluble, llamado matriz, sobre la que se encuentran adheridos grupos funcionales de aniones, cationes o compuestos complejos intercambiables. La matriz y los grupos funcionales definen las propiedades químicas de la resina. La carga de los iones intercambiables solubles se equilibra con una carga igual, pero de signo contrario, que está sobre la red. Aunque los iones intercambiables son solubles en agua, éstos no pueden eliminarse de la resina a menos que sean sustituidos por un número equivalente de iones cargados de forma semejante. (Zagarodni, 2007).

En la figura 2.16 se muestra la estructura de una resina de intercambio iónico polimérica, con grupos funcionales que pueden estar incorporados a la matriz o unidos por medio de cortas cadenas de hidrocarburos llamados “separadores” (Zagarodni, 2007).

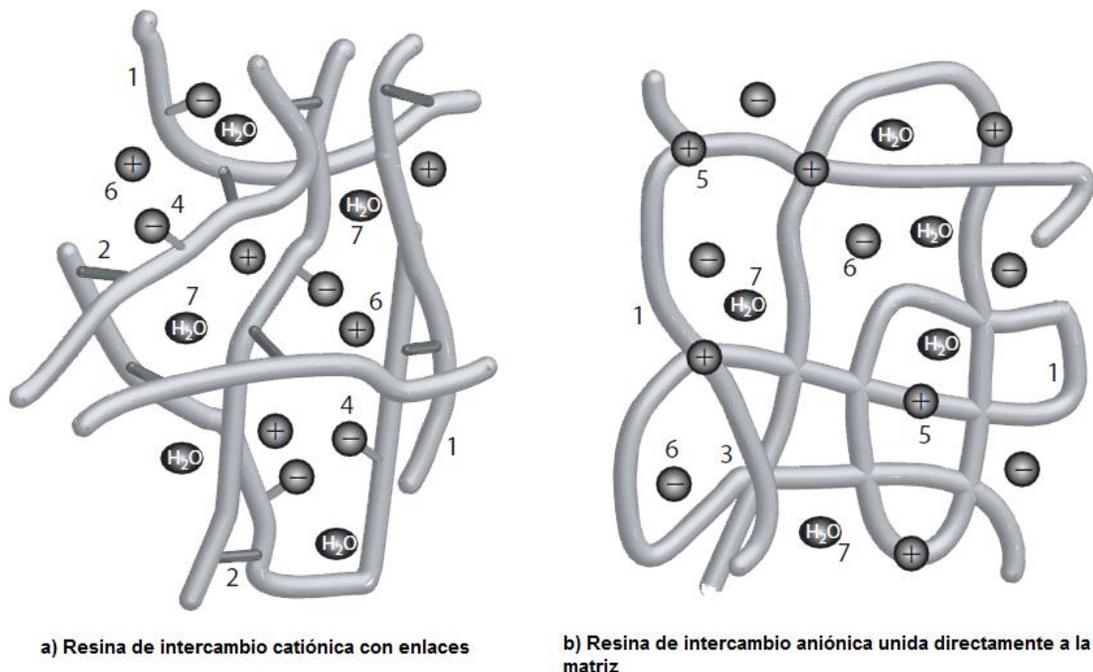


Figura 2.16. Representación de un resina de intercambio iónico polimérica (Zagarodni, 2007)



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

La matriz de intercambio iónico de la mayoría de las resinas actuales está constituida de un copolímero de estireno-divinil benceno tratado apropiadamente para añadirle los grupos funcionales. La sulfonación da lugar a las resinas catiónicas y la aminación a las resinas aniónicas. Otros tipos de resinas tienen una matriz acrílica en lugar de una estirénica u otros polímeros.

La mayoría de las resinas de intercambio iónico son comercializadas en forma de esferas, granos o en forma indefinida, con un tamaño y uniformidad específico para cumplir las necesidades de una determinada aplicación. Las resinas de forma indefinida son llamadas bloques. Las resinas son también manufacturadas en forma de membrana, fibras y otras formas menos convencionales. (Zagarodni, 2007; Wheaton, 2000).

Las resinas poliméricas pueden ser fabricadas en dos tipos de estructuras físicas, ver figura 2.17.

- Gelatinosa
- Macroporosa

Las resinas gelatinosas tienen sitios de intercambio distribuidos de manera homogénea a través de la esfera y no tienen una estructura del poro bien definida; sin embargo, las áreas abiertas entre las cadenas de hidrocarburos son convencionalmente designadas como poros sin considerar su verdadera geometría. La esfera de la resina gelatinosa se contrae durante el proceso de agotamiento y se hincha durante el proceso de lavado. El tamaño del poro de las resinas tipo gel es generalmente de 10 o 15 Ångstroms.

Las resinas gelatinosas por lo general tienen mayores eficiencias de funcionamiento y son de menor costo.

Las resinas macroporosas fueron introducidas comercialmente en 1959 y están hechas con grandes poros que permiten acceso a sitios interiores de intercambio.



También se conocen como resinas macroereticulares o de poros fijos. El tamaño de poro de estas resinas es de varios cientos de Ångstroms.

Las resinas macroporosas tienen una estructura con apariencia esponjosa que permite que la porción activa de la esfera contenga un nivel elevado de entrecruzamiento de DVB sin afectar la cinética del intercambio. La superficie de la resina macroporosa es mucho más alta (25-800 m²/g) que la superficie de la resina tipo gel (1m²/g). Además tienen una larga red de grandes poros que permiten que las reacciones de intercambio se lleven a cabo más rápidamente. (Zagarodni, 2007).

Desafortunadamente, las resinas contienen menos sitios de intercambio y los poros pueden ocupar entre el 10% y 30% del polímero. Esto reduce proporcionalmente, la capacidad de intercambio iónico, además de tener una baja eficiencia y altos costos de regeneración. (Dow Chemical USA, 2000).

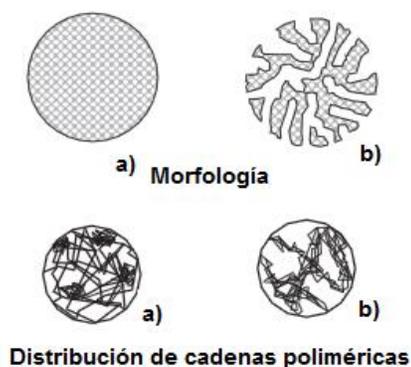


Figura 2.17 Estructura de las resinas tipo gel (a) y macroporosas (b).

2.3.4.2 Propiedades de las resinas de intercambio iónico

Una lista de las propiedades de las resinas es presentada en la tabla 2.13, las cuales son comunes para todos los materiales de intercambio iónico. Existen otras propiedades igual de importantes que pueden ser función de algunas propiedades



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

enlistadas en la tabla 2.13, por ejemplo, la afinidad química es producto de la combinación entre el tipo de grupo funcional, tipo de matriz, grado de entrecruzamiento, capacidad de intercambio, grado de ensanchamiento y también de la composición del medio que la rodea.

Tabla 2.13 Propiedades de las resinas de intercambio iónico (Zagarodni, 2007)

Química	Físicas
Tipo de matriz	Estructura física y morfología
Grado de entrecruzamiento	Tamaño de la partícula
Tipo de grupos funcionales	Tamaño del poro y morfología
Capacidad de intercambio iónico	Superficie
Forma iónica	Volumen parcial en estado de ensanchamiento.

2.3.4.3 Tipos de grupos funcionales

Las propiedades químicas de los grupos funcionales adheridos a la matriz definen las propiedades de intercambio de una resina. Los intercambiadores aniónicos o catiónicos están asociados a grupos funcionales cargados negativamente o positivamente. Los grupos funcionales tienen diferentes propiedades de disociación, por esta razón los intercambiadores son designados como fuertes o débiles al compararse su comportamiento con el de un electrolito débil o fuerte.

Existen cuatro tipos principales de resinas: catiónica fuerte (CF), catiónica débil (CD), aniónica fuerte (AF) y aniónica débil. (AD).

La diferencia más importante es que las resinas fuertes pueden operar a cualquier pH, pero tienen una capacidad más limitada que las débiles y deben regenerarse más frecuentemente. En cambio las resinas de carácter débil además de mayor capacidad, se regeneran casi estequiometricamente, es decir, con un exceso



mínimo de regenerante, pero operan dentro de un valor de pH limitado y no captan todos los iones.

Resinas catiónicas fuertes

Son capaces de eliminar todos los cationes del agua. Presentan una máxima selectividad para los cationes trivalentes, intermedia para los divalentes e inferior para los monovalentes. La velocidad de intercambio es rápida y de poca fuga iónica. Son resinas muy estables y pueden durar hasta 20 años o más. En el proceso de ablandamiento se regeneran con una solución de NaCl al 10%. Se hinchan poco menos del 8% al pasar de la forma Na^+ al H^+ . Las resinas catiónicas aguantan temperaturas altas de más de 100°C . (Rigola, 1990).

Resinas catiónicas débiles

Captan el calcio y el magnesio de la alcalinidad por bicarbonatos, liberando ácido carbónico, que se puede eliminar por desgasificación mediante aireación. No operan a pH inferior a 7. Su capacidad es el doble de la catiónica fuerte y, aunque su fuga de calcio es baja, es alta en sodio. Se puede emplear en su regeneración el exceso de ácido usado en la regeneración de la resina catiónica fuerte. La expansión que sufre al pasar de la forma Na^+ a H^+ es alta, del orden del 90%. También son más resistentes a los oxidantes como el cloro. (Rigola, 1990).

Resinas aniónicas fuertes

Son capaces de eliminar todos los aniones de ácidos débiles o fuertes operando a cualquier pH. Su selectividad para los iones divalentes es superior a los monovalentes. Su duración es menor que las catiónicas fuertes y resisten temperaturas límite inferiores. Absorben irreversiblemente los ácidos húmicos de descomposición vegetal, perdiendo capacidad. Para su protección se puede usar una columna previa de resina aniónica débil o de carbón activo. Las resinas del tipo I eliminan mucho mejor la sílice y dan más calidad de agua pero también son más



difíciles de regenerar. El hinchamiento al pasar a forma OH^- es inferior al 12%. Las temperaturas máximas van de 35 a 60 °C. (Rigola, 1990).

Resinas aniónicas débiles Pueden intercambiar iones de ácidos fuertes, como el Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , pero no los de los ácidos débiles, CO_3^{2-} , HCO_3^- , SiO_3H^- y no funcionan a pH superior a 6. Su capacidad es el doble de las aniónicas fuertes y resisten el ensuciamiento orgánico. Su hinchamiento es del orden del 20% en forma OH^- . (Rigola, 1990).

2.3.4.4 Capacidad

La capacidad de una resina puede expresarse como el número total de sitios de intercambio disponibles en ésta. Esto se determina mediante la remoción y cuantificación analítica de los iones de cierta cantidad de resina que ha sido regenerada y convertida a su forma iónica. Una esfera de resina contiene millones de grupos activos y la capacidad total en volumen se expresa en equivalentes por litro de resina. Un equivalente representa $6,02 \times 10^{23}$ grupos activos.

Una resina intercambiadora de cationes fuertemente ácida tiene una capacidad total de 1.8 a 2.2 eq/L. Una resina intercambiadora de cationes débilmente ácida tiene una capacidad total de 3.7 a 4.5 eq/L. Una resina aniónica débil o fuerte típica tiene una capacidad total de 1.1 a 1.4 eq/L.

Otra manera de expresar la capacidad de una resina es mediante la capacidad operativa o capacidad útil, que es la diferencia entre los sitios regenerados al principio y al final del periodo de operación.

En operación normal, la capacidad útil de la resina siempre es menor que la capacidad total de la resina. (Wheaton, 2000).



2.3.4.5 Selectividad de resinas

Una manera de representar la selectividad de las resinas de intercambio iónico es a través de series de selectividad. Estas proporcionan una idea semi-cuantitativa de las preferencias de intercambio de un ion en comparación con otros iones. La selectividad o afinidad de las resinas sintéticas de intercambio iónico es función de las propiedades de la esfera, los iones intercambiados y la solución en la cual están presentes los iones.

Cuando una cantidad en exceso de un catión B^+ está en contacto con una resina de intercambio, la resina puede ser convertida completamente a la forma de sal como se muestra en la ecuación 2.1. Sin embargo, con una cantidad limitada de B^+ se produce un equilibrio que depende de las proporciones de A^+ y B^+ y de la selectividad de la resina; el coeficiente de selectividad, K_f para esta reacción está dado por la ecuación 3.2. ó 3.13. El cual como ya se dijo anteriormente no es constante ya que depende de varios factores.

$$K_A^B = \frac{\dot{m}_A \cdot m_B}{\dot{m}_B \cdot m_A} \quad \text{Ecuación. 2.13}$$

Donde m y \dot{m} se refieren a las concentraciones en solución y en la resina, respectivamente. Los coeficientes de selectividad de las resinas han sido determinados para varios tipos de resinas y agrupados en series de selectividad, como las mostradas en la tabla 2.14. De acuerdo con esta tabla para las resinas catiónicas el Ba^{2+} es el ion preferido, el Pb^{2+} es el segundo y así sucesivamente.

Tabla 2.14 Selectividad de iones para resinas de ácido y base fuerte (Skogley, 1996)

Resina catiónica ácido fuerte (Amberlite IRN-77)	Resina aniónica base fuerte (Amberlite IRN-78)
$Ba^{2+} > Pb^{2+} > Hg^{2+} > Sr^{2+} > Ca^{2+} > Ni^{2+} > Mn^{2+} > Be^{2+} >$ $Cd^{2+} > Cu^{2+} > Zn^{2+} = Mg^{2+} = Ag^+ > Cs^+ > Rb^+ >$ $Fe^{2+} > K^+ > NH_4^+ > Na^+ > H^+ > Li^+$	$I^- > ClO_3^- > NO_3^- > Br^- > HSO_4^- > NO_2^- > CN^- > Cl^- > HSO_3^-$ $> BrO_3^- > OH^-$ (Resina Tipo II) $> HCO_3^- > IO_3^- > CH_2COO^- > F^- > SO_4^{2-} > OH^- >$ $CO_3^{2-} > HPO_4^{2-}$. (Resina Tipo I)

Estas relaciones de afinidad son revertidas en soluciones concentradas. Esto es lo que hace posible la regeneración de las resinas agotadas.



Las resinas sintéticas por lo general tienen una mayor selectividad hacia los iones de mayor valencia o carga. Entre los iones con una misma carga se encuentran mayores afinidades hacia los iones con un número atómico más alto.

En cuanto a la selectividad para remover iones de metales pesados se han realizado diversas investigaciones, (Rengaraj, 2001) para evaluar el desempeño de las resinas catiónicas fuertes de poliestireno-DBV, conocidas comercialmente como IRN77, en la eliminación de iones de Cr del agua residual, obteniendo porcentajes de remoción del cromo del 95%. En la tabla 2.15 se muestran las características de las resina utilizadas para la remoción de cromo.

Tabla 2.15 Características físicas de la resina IRN77

Forma física	Esférica
Matriz	Estireno-DVB
Grupo funcional	Sulfónico
Forma iónica	H ⁺
Capacidad total de intercambio	≥ 1.90 eq/L H ⁺
Peso	800 g/L
Coefficiente de uniformidad	≤ 1.2

^a Datos proporcionados por el proveedor

2.3.4.6 Unidades de intercambio iónico

Los procesos de intercambio iónico a nivel industrial se llevan a cabo en columnas en cuyo interior se coloca la resina. Durante la operación ocurre una pérdida de carga hidráulica parecida a la que presentan los sistemas de filtración tradicional. Las configuraciones básicas de las unidades de intercambio son en columnas o “camas separados” o en columnas o “camas mixtas”. El esquema de dos columnas, catión fuerte/anión fuerte se aplica en instalaciones de baja inversión, en las cuales es suficiente obtener una conductividad entre 5 y 20 μS y la concentración de sílice admisible está es en el rango de 0.02 a 0.15 ppm. Debido a que en el



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

intercambiador catiónico se produce ácido carbónico (CO_2 disuelto en agua), se debe instalar un descarbonador para evitar un trabajo excesivo de las resinas aniónicas. Este equipo reduce al mínimo el contenido de anhídrido carbónico mediante una corriente de aire insuflado por un ventilador, que ingresa en contracorriente por la parte superior y es finamente dispersado a través de un relleno de anillos Rashig, provocándose la evacuación del CO_2 al exterior, por arrastre con el aire. Una buena operación del descarbonador dejará un máximo de 10 mg/L de CO_2 . (Rigola, 1999).

Los intercambiadores de lechos mixtos contienen la resina aniónica y catiónica en un mismo recipiente. Esta configuración permite obtener una agua de mayor calidad, pero no puede ser regenerado fácilmente debido a que los reactivos para un tipo de resina podrían cambiar las propiedades de la otra, por lo tanto las resinas deben separarse para poder ser regeneradas. (Wang, 2006).

La operación de intercambio iónico siempre debe ir precedida de un pretratamiento que evite el ensuciamiento de las resinas con materia en suspensión y materia coloidal. El ensuciamiento de las resinas reduce la cinética de difusión de los iones, disminuyendo su eficiencia. Algo similar ocurre con los aceites y gases que pueden estar presentes en el agua de alimentación. Los pretratamientos, según la calidad del agua pueden incluir una descarbonatación previa, una decantación y una filtración.

El material de construcción de las columnas debe ser resistente a la corrosión. En el ablandamiento es suficiente que sea resistente a la corrosión salina, pero en la desmineralización se emplean regenerantes muy corrosivos. En columnas de diámetros pequeños se pueden usar columnas de poliéster reforzado, pero para caudales importantes se construyen de acero, interiormente ebonitado. La altura de los lechos de resina está entre 70 y 150 cm para la operación convencional. Mayores alturas de lecho representarían pérdidas de eficacia hidráulica por la resistencia al flujo y pérdidas de carga asociada. Encima del lecho de resina debe quedar una cámara que permita la expansión de la resina durante el lavado y la



dilatación de las resinas al cambiar de forma iónica. Se suele tomar de un 50 a 70% de la altura del lecho para las catiónicas y de un 100% para las aniónicas menos densas. En la parte inferior se emplea con preferencia una placa colectora con boquillas firmemente ranuradas para evitar las pérdidas de resina. La placa debe ser de un material resistente a la presión ejercida por el lecho y el fluido. La columna va provista de mirillas para controlar la operación, en particular el lavado en contracorriente y las eventuales pérdidas de resina, ver figura 2.18.

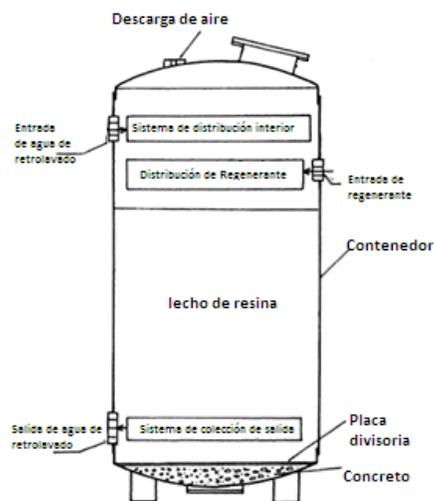


Figura 2.18 Esquema de una columna de intercambio iónico, Harland, 1994.

2.3.4.7 Intercambio y regeneración

La etapa de regeneración consiste en devolver la resina saturada a su forma iónica inicial, empleando una disolución concentrada del ion originariamente asociado a la resina.

Esta etapa es muy importante en el proceso de intercambio iónico, ya que el buen funcionamiento de la resina en operaciones siguientes depende de una regeneración eficiente. Para obtener el máximo rendimiento es importante optimizar parámetros como la concentración y el volumen de la solución de regenerante, así como la velocidad de flujo.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

La regeneración va precedida de un fuerte lavado en contracorriente que provoca la expansión del lecho y deja sueltas las partículas de resina, asegurando su limpieza. Las velocidades del agua de lavado son de 6 a 8 m/h para las resinas aniónicas y de 10 a 18 m/h para las catiónicas. La duración del lavado es de 10 a 15 min. La regeneración de las resinas aniónicas se realiza con una solución de sosa diluida con agua desmineralizada para evitar la precipitación de carbonatos o hidróxidos. Para las resinas aniónicas del tipo II conviene hacer el lavado de la resina con una solución caliente para solubilizar la sílice polimerizada. La regeneración de las resinas catiónicas se realiza con ácido sulfúrico, vigilando la posible precipitación de sulfato de calcio.

Las columnas de intercambio iónico pueden trabajar en dos modos.

1. Las disoluciones de carga y de regeneración se introducen siempre por la parte superior de la columna (co-corriente), como se muestra en la figura 2.19.

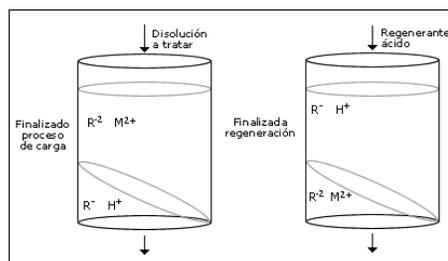


Figura 2.19 Modo de operación, alimentación y regenerante por la parte superior.

2. El regenerante se introduce en dirección opuesta a la disolución de carga, es decir, por la parte inferior de la columna. Este proceso se denomina, proceso en contracorriente, ver figura 2.20.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

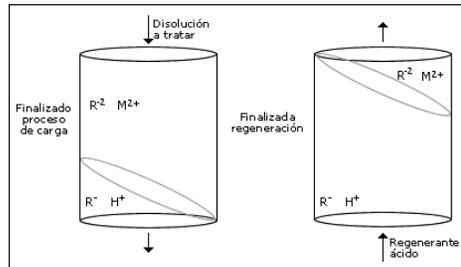


Figura 2.20 Modo de operación en contra corriente

Durante la regeneración en co-corriente la solución regenerante se pone en contacto primero con la resina de la parte superior del lecho, la cual está agotada con los iones que presentan mayor afinidad a la resina. Las reacciones de regeneración llegan a ser menos favorables conforme el regenerante va atravesando el lecho de resina y para tener una conversión completa se necesitan cantidades excesivas de regenerante. Por lo tanto, al principio de la fase siguiente de agotamiento, la fuga iónica es alta porque los iones no eliminados en la parte baja de la columna son desplazados por iones H^+ u OH^- producidos por el intercambio en la parte superior.

En el modo de regeneración en contra-corriente, el regenerante se pone en contacto primero con la región del lecho de resina que está menos agotado y están los iones con menos afinidad a la resina. Por lo tanto, la eficiencia de la regeneración de la resina y el grado de conversión es mayor que en el modo en co-corriente. Las capas de resina menos agotadas están regeneradas en primer lugar y tendrán el mejor grado de conversión al principio de la fase de agotamiento siguiente, ver figura 2.21.

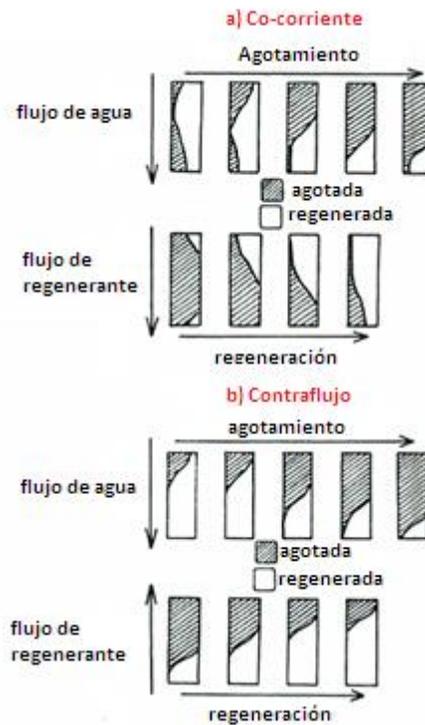


Figura 2.21 Perfiles de regeneración y agotamiento en una columna en co-corriente y contraflujo, Harland, 1994).

2.3.5 Procesos de tratamiento con membrana

Los procesos de membrana son cada vez más utilizados para el tratamiento avanzado de agua, entre éstos se incluyen: la microfiltración (MF), la ultrafiltración (UF), la nanofiltración (NF) y la osmosis inversa (OI). En la tabla 2.16 se muestra el tamaño del poro de los diferentes tipos de membrana, ésta característica afecta la permeabilidad y selectividad de la membrana. En esta sección sólo se describirán los sistemas de osmosis inversa y ultrafiltración por ser las tecnologías más utilizadas y las que se proponen en este trabajo.



Tabla 2.16 Tamaño del poro de membrana y selectividad de contaminantes, (Weber 1999)

Proceso	Tamaño del orificio de la membrana (nm)	Contaminantes
MF	200	Sólidos suspendidos, turbiedad y patógenos (Crisptosporidium giardia, bacterias)
UF	2-100	Macromoleculas, virus, coloides y proteínas
NF	<2	Color, sustancias orgánicas, pesticidas y metales
OI	<1	Sólidos disueltos, nitratos y radionúclidos

2.3.5.1 Osmosis Inversa (Greenlee, 2009).

La ósmosis es un fenómeno físico en el que una membrana semipermeable permite el paso de disolvente pero no el de los solutos.

Si se separan mediante esta membrana dos disoluciones de distinta concentración de soluto, se observa que las moléculas de disolvente migran a través de la membrana semipermeable desde la solución de menor concentración hacia la solución de mayor concentración. El flujo de disolvente a través de la membrana continuará hasta que ambas disoluciones sean isotónicas o hasta que la presión hidrostática (la diferencia de altura entre las dos columnas de agua) equilibre la diferencia de presión osmótica.

Si externamente se aumenta la presión del lado de mayor concentración, el agua pasará desde el lado de alta concentración de sales al de baja concentración, produciendo lo que se denomina como ósmosis inversa. Así pues, en la ósmosis inversa las moléculas de disolvente pasan del medio hipertónico al hipotónico, como se observa en la figura 2.22.

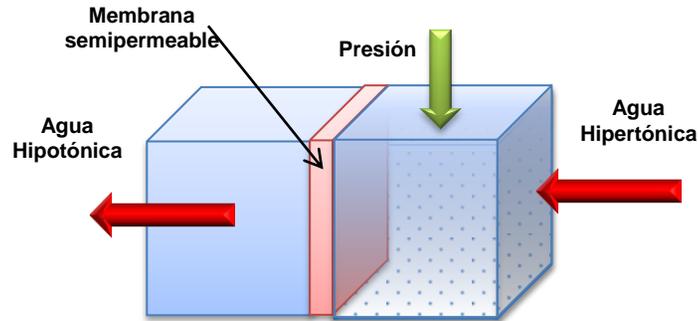


Figura 2.22 Osmosis Inversa

El uso de los sistemas de OI para la producción de agua potable a partir del agua salobre proveniente del mar y del subsuelo empezó en 1960. En 1980, los sistemas de OI llegaron a ser más competitivos que otras técnicas como la destilación debido a su menor consumo de energía y a que los materiales de la membrana fueron mejorados. En la osmosis inversa los principales costos están asociados con el consumo de energía eléctrica para el accionamiento de bombas. La OI es una tecnología que permite eliminar del 90 al 99% de los contaminantes de un fluido.

El contenido de sales en el agua de alimentación es el principal factor que determina el consumo de energía del sistema. La presión osmótica es directamente proporcional al contenido de sales del sistema, lo cual determina la presión transmembrana que se requerirá para lograr el flujo de agua de la solución concentrada a la solución diluida (inversamente al flujo osmótico).

a) Tipos de membranas

Las membranas de osmosis inversa se clasifican de varias maneras, en este trabajo se clasificarán de acuerdo con la forma en que son fabricadas en:

Membranas planas: Estas tienen un área de contacto pequeña en comparación con otros tipos de membrana. Como se puede observar en la figura 2.23, las membranas son apiladas unas contra otras y están separadas por una rejilla que



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

conduce el fluido de alimentación. El permeado se recoge a ambos lados de las membranas, mientras que el caudal rechazado sale paralelo a éstas. Para obtener el área deseada se superpone este arreglo tantas veces como sea necesario. Los módulos de membranas planas suelen presentar una relación superficie/volumen de unos $100\text{-}400\text{ m}^2/\text{m}^3$.

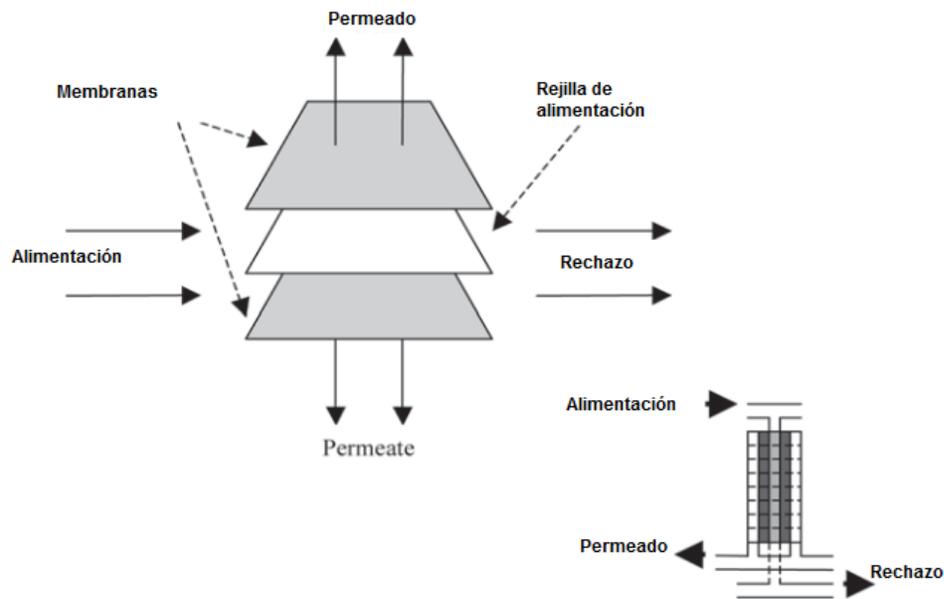


Figura 2.23 Apilamiento de membranas planas (Wang, 2006)

Membranas en espiral: Este tipo de membranas opera generalmente en contraflujo y se encuentra disponible en módulos con forma de espirales enrollados como se muestra en la figura 2.24; esto se logra enrollando las placas alrededor de un tubo que colecta el permeado. La mayoría de las membranas permite la filtración a través de los poros de la misma, forzando al fluido a atravesar la membrana por medio de una presión hidrostática positiva. Son más utilizadas debido a su mayor área por unidad de volumen, que suele ser de unos $492\text{-}1250\text{ m}^2/\text{m}^3$. (Kucera, 2010).

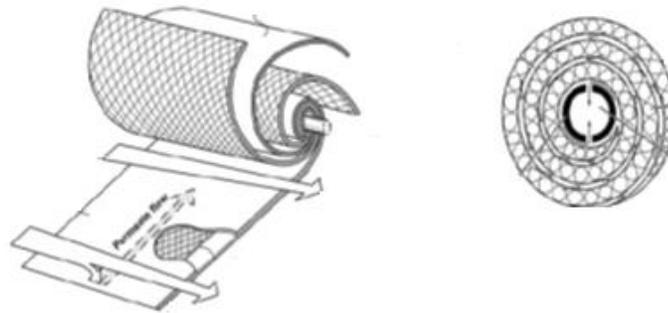


Figura 2.24 Membranas de Osmosis Inversa en espiral

Membranas de fibra hueca: La principal característica de esta membrana es su muy alto grado de empaquetamiento que puede llegar a los $30000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ (Wang, 2006). Las membranas de fibra hueca tienen grandes posibilidades de obstruirse, por lo que sólo pueden ser usadas en aguas con un bajo contenido de sólidos suspendidos y que han sido sometidas a un pretratamiento.

En este tipo de membranas, la alimentación circula por el exterior del cilindro y el permeado atraviesa y circula por su interior, como puede verse en la figura 2.25.

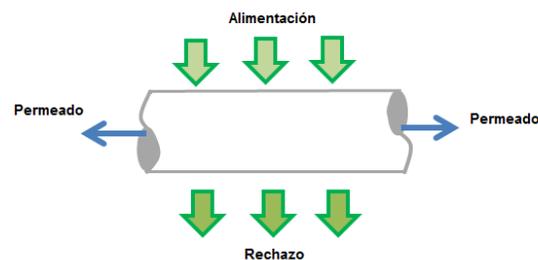


Figura 2.25 Flujos de agua en una membrana de fibra hueca



Ensuciamiento de la membrana

Existen dos tipos principales de ensuciamiento, el ensuciamiento de los poros y el más común el ensuciamiento de la superficie de la membrana. Este tipo de ensuciamiento puede deberse a una gran variedad de contaminantes, entre los que se incluyen las partículas suspendidas, materia orgánica disuelta, sólidos disueltos y material biogénico (Greenlee, 2009). Una medida de la capacidad de ensuciamiento del agua, puede obtenerse a partir del índice de densidad de ensuciamiento, SDI por sus siglas en inglés (Silt Density Index). El SDI puede ser determinado a partir del método ASTM D4189.

La principal causa de ensuciamiento sobre la superficie de la membrana es ocasionada por la precipitación de sales e incrustación en la membrana.

Algunos químicos llamados antiincrustantes son añadidos al agua para prevenir la incrustación. Los antiincrustantes previenen la precipitación de sales, al interrumpir una o más de las etapas de cristalización. En particular estos químicos se usan en dosis relativamente bajas (<10 mg/L) y máximo de 35mg/L. En concentraciones excesivas los antiincrustantes pueden ensuciar la membrana (Greenlee, 2009).

Limpieza de la membrana

Para limpiar la membrana se puede utilizar una amplia variedad de combinaciones de sustancias ácidas y básicas. Generalmente las soluciones ácidas (pH ~2) como el ácido clorhídrico, ácido fosfórico y el hiposulfato de sodio sirven para eliminar sales incrustadas, mientras que las sustancias alcalinas (pH~12) como el lauril sulfato de sodio, hidróxido de sodio y la Na₄EDTA compuestos orgánicos (Wang, 2006). La mayoría de las soluciones de limpieza son preparadas a una concentración de 0.3 a 2.0% en peso, (Wang, 2006; Greenlee, 2009).



Pretratamiento del agua de alimentación

El objetivo principal del pretratamiento es disminuir el ensuciamiento de la membrana. Generalmente, las aguas residuales son más propensas a ensuciar la membrana y requieren un mayor pretratamiento que los sistemas que tratan agua proveniente del subsuelo o agua subterránea.

El tratamiento convencional puede consistir de la adición de ácido, una floculación-coagulación, desinfección, filtración con arena o carbón activado y filtración con cartucho (Greenlee, 2009). Cuando el agua alimentada tiene un alto SDI (mayor que 1) se utiliza generalmente la floculación con coagulación antes de la filtración. Aunque el pretratamiento convencional es ampliamente usado en las plantas de tratamiento de OI, éste tiene diversas desventajas, por ejemplo las variaciones en la calidad del agua de alimentación pueden causar variaciones en la efectividad del pre-tratamiento. Además, el pre-tratamiento convencional con floculación y coagulación genera desechos sólidos que requieren un tratamiento y muchas veces no se logran eliminar todas las partículas suspendidas y coloidales del agua, lo cual puede provocar un ensuciamiento en la membrana difícil de eliminar. (Greenlee, 2009).

Por esta razón, se utilizan cada vez más, las membranas de mayor poro que la OI para pretratar el agua. Entre estas tecnologías se encuentran la Microfiltración (MF), la Ultrafiltración (UF) y la Nanofiltración, siendo las membranas de UF la elección preferida, ya que de los tres tipos de membrana, estas tienen poros más pequeños que la MF y un mayor flujo de permeado que la NF.

La MF es adecuada para la eliminación de partículas de gran tamaño a mayores flujos de permeado, mientras que la NF es usada para remover contaminantes disueltos, así como partículas y material coloidal. El pretratamiento con membranas tiene una mayor eliminación de material particulado y orgánico, con esto los sistemas de OI pueden ser operados a flujos de permeado mayores. Otras ventajas del pretratamiento con membranas son:



- La reducción del envejecimiento y la destrucción de la membrana por sustancias en el agua de alimentación,
- La reducción de la frecuencia de la limpieza química (ácida o básica)
- La reducción de los costos de capital, haciendo el uso de membranas más competitivo.

La principal desventaja de las membranas recae en su inherente capacidad para separar sustancias indeseables del agua producida que a su vez ensucian la membrana. Investigaciones previas han mostrado que los hidrocarburos (aceite), material celular y extra-celular (bacterias) son agentes que tienen un gran potencial para ensuciar la membrana. La coagulación, especialmente con FeCl_3 ha sido usada exitosamente en línea con la MF, UF y NF para prevenir el ensuciamiento durante el pre-tratamiento del agua de alimentación a los sistemas de OI. Sin embargo, el uso de coagulación impide el uso de antiincrustantes en la misma corriente por que se formarían sustancias complejas que ensuciarían la membrana. Por lo tanto, si se usan coagulantes, generalmente los antiincrustantes son añadidos entre el pretratamiento y la unidad de OI. (Greenlee, 2009).

Agrupación de los módulos de osmosis inversa

Módulos en serie: El permeado se recolecta en cada módulo y se conduce a un colector de permeado general. El rechazo del primer módulo se convierte en la alimentación del módulo siguiente, y así sucesivamente, ver figura 2.26.

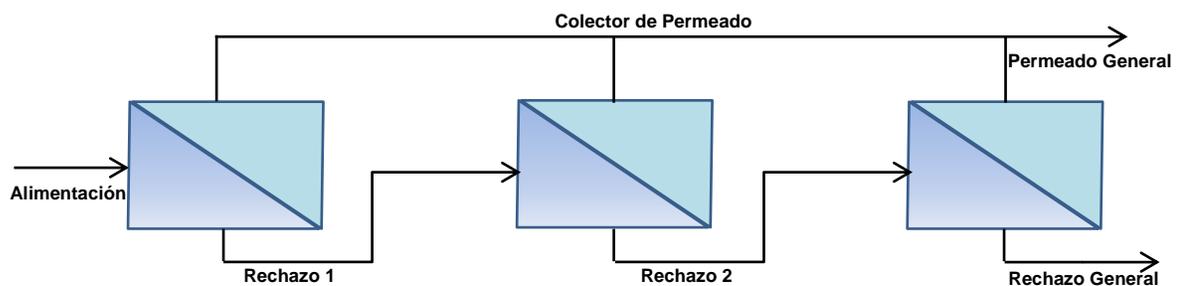


Figura 2.26 Módulos de osmosis inversa en serie



Módulos en paralelo: En este caso, todos los módulos reciben la misma alimentación, que se reparte mediante un colector de aporte. El permeado de todos los módulos va al permeado general, mientras que el rechazo se canaliza mediante el rechazo general, ver figura 2.27.

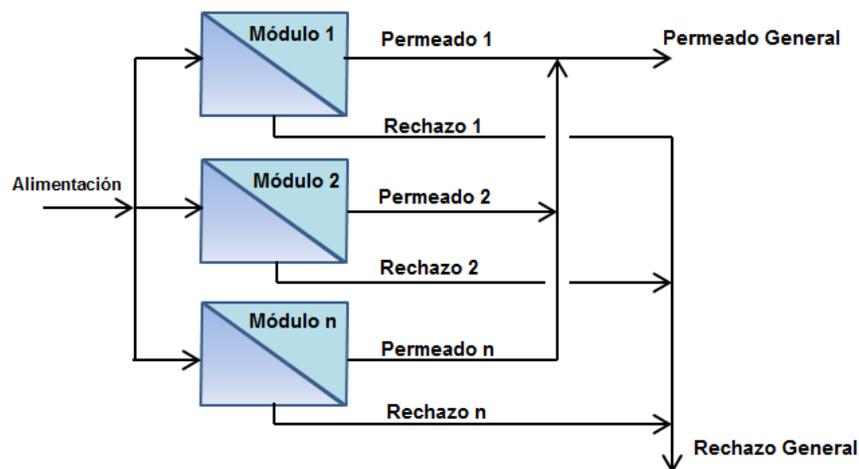


Figura 2.27 Módulos de osmosis inversa en paralelo

Etapas en serie: Una etapa es un conjunto de módulos en paralelo que trabajan a la misma presión y alimentados desde una misma línea. El rechazo de una etapa es la alimentación de la etapa siguiente, mientras que los permeados que se generan en cada etapa se canalizan separadamente. Es un sistema análogo a la agrupación de módulos en serie, como se observa en la figura 2.28.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

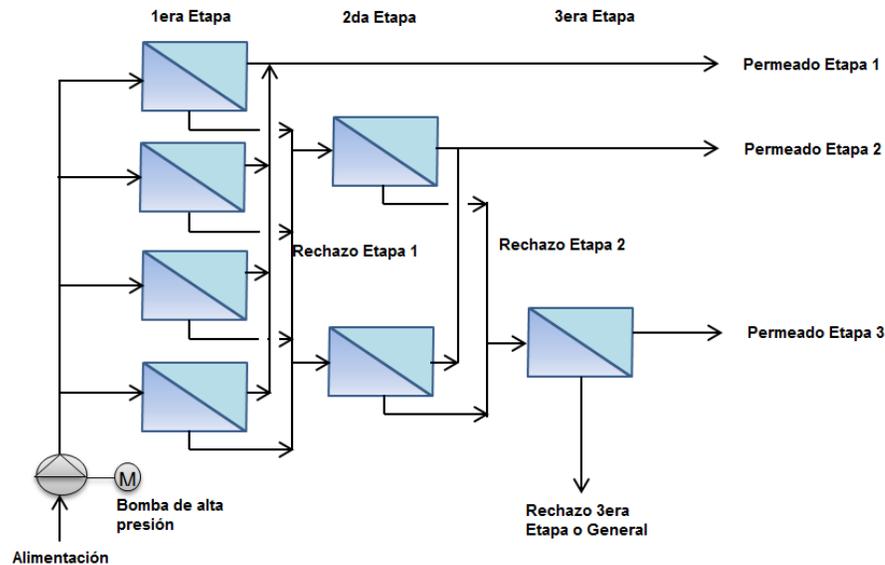


Figura 2.28 Agrupación de etapas con rechazo en serie

Al instalar etapas en serie se consigue un mayor porcentaje de recuperación; en la tabla 2.17 se puede observar que el porcentaje de recuperación aumenta con el número de etapas. Sin embargo, este aumento es cada vez menor. Por lo anterior, generalmente se colocan hasta un máximo de tres etapas en serie.

Tabla 2.17 Porcentaje de recuperación de agua en etapas en serie (Bahadori, 2013)

Porcentaje de recuperación	Número de etapas en serie
%	
50	1
75	2
87.5	3

Recirculación del rechazo: En este tipo de agrupación de etapas, los rechazos de los módulos no son llevados a una segunda etapa en línea, sino que se colectan en



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

una tubería única, como se ve en la figura 2.29. De esta tubería, parte se recircula para que se una con la alimentación, mientras que la otra parte se desecha como rechazo general. Los permeados se separan de la forma habitual. Con este procedimiento pueden alcanzarse conversiones de hasta el 75%, es decir, concentraciones en el rechazo cuatro veces superiores a las de la alimentación.

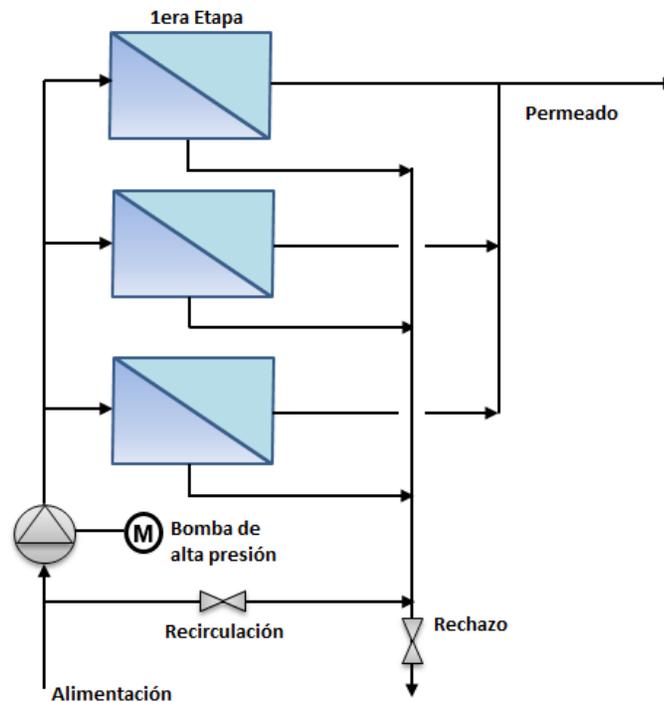


Figura 2.29 Agrupación de etapas con recirculación de rechazo

Disposición de los rechazos de Osmosis Inversa (Greenlee, 2009).

Un método de disposición técnicamente económico para las plantas de desalinización de agua de mar con OI es descargar y diluir el agua residual concentrada en el mar, sin ninguna afectación sobre la composición. Otras plantas, descargan el agua residual en lagos y ríos locales, esto puede cambiar la salinidad del agua y afectar la vida acuática, por lo que a menudo es necesario tratar el agua



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

para su disposición final. El tratamiento de los concentrados puede incluir un ajuste del pH, cloración, eliminación de cloro, desgasificación y aireación, entre otros.

Otra opción es transportar el concentrado a una planta de tratamiento de agua municipal, donde la mezcla de ambas es tratada. Sin embargo, la alta salinidad puede afectar negativamente el proceso de tratamiento biológico, por lo que si el concentrado es muy salino es posible que la planta de tratamiento no pueda aceptar el agua para su disposición.

Las plantas cercanas a áreas verdes o zonas de agricultura pueden utilizar el agua para riego, pero este puede afectar las cosechas y a la larga el suelo puede aumentar su contenido normal de sales.

Los estanques de evaporación son consideradas el tratamiento convencional básico para el manejo del concentrado. Las limitaciones son que las regulaciones actuales protegen el suelo y el subsuelo de las sales y otras sustancias que podrían lixiviarse en estas lagunas. Por esta razón, los métodos de disposición como el riego agrícola y los estanques de evaporación son usados en plantas de OI pequeñas.

La inyección profunda, donde el concentrado es inyectado a varios cientos o miles de metros debajo de los acuíferos, es otra opción para disponer de los concentrados de la OI. En esta opción se deben tener en cuenta: la selección del sitio, el acondicionamiento químico del concentrado, la corrosión y fugas del pozo, posibles daño por actividad sísmica, así como la posible precipitación moderada de sales.

Por otro lado, este proceso no ha sido utilizado un tiempo suficientemente largo como para conocer si es posible que las sales inyectadas contaminen los acuíferos localizados arriba de ellos.

Las últimas tecnologías para la disposición de concentrados de OI, son los llamados sistemas de descarga cero, ZLD, por sus siglas en inglés (Zero Liquid Discharge), donde la recuperación de agua podría alcanzar el 100%. En los sistemas ZLD, la mayoría del agua en el concentrado es recuperada como producto, al separar el agua de la sal. Estos sistemas incluyen evaporadores, cristalizadores, concentradores de sales y secadores. El costo de tales sistemas es a menudo más



alto que el costo de la planta de desalinización, por lo que actualmente se hacen esfuerzos e investigaciones para disminuir los costos de estos sistemas.

El futuro de la Osmosis Inversa

En años recientes, la osmosis inversa se ha utilizado no solo para tratar agua cruda superficial y de mar, sino también para tratar aguas residuales. En este caso, la OI es una opción particularmente factible para eliminar compuestos orgánicos hidrofílicos como los subproductos de los procesos de desinfección y compuestos farmacéuticos, para los cuales los procesos tradicionales (coagulación y floculación) no son efectivos. Sin embargo, la principal preocupación recaerá en el ensuciamiento de la membrana y la elección del sistema de pretratamiento para las aguas residuales que contienen estos contaminantes.

La principal limitación de las membranas de OI es la degradación de la membrana debido al contacto con cloro, el principal desinfectante usado. Por lo que, el desarrollo comercial de materiales de membranas resistentes al cloro permitirá eliminar la necesidad de quitar este compuesto del agua de alimentación a la OI y su posterior uso, reduciendo los costos totales del tratamiento.

Por otro lado, es necesario continuar investigando los sistemas de recuperación de energía en los sistemas de OI para optimizar y reducir costos.

3.3.5.1 Ultrafiltración

Otro sistema de membranas, es la ultrafiltración (UF) que puede utilizarse para la eliminación de virus y bacterias presentes en el agua residual municipal que ha sido sometida a algún tratamiento biológico y en donde se requiere cumplir con altos estándares de calidad. La UF es un proceso de membrana que permite la separación de soluciones macromoleculares. La presión aplicada a la membrana



(Presión Transmembrana, PTM) proporciona la fuerza necesaria para que el líquido fluya a través de la membrana y las sustancias con un tamaño mayor al del poro de la membrana sean retenidas. Generalmente, el tamaño del poro es de 2 a 100 nm. En este sistema los sólidos suspendidos, coloides y macromoléculas (por ejemplo algunas proteínas y polisacáridos pueden ser retenidos) (Ravazzini, 2005).

Usos de la ultrafiltración

La ultrafiltración se usa principalmente como sistema de pretratamiento para el agua que se alimentará a las unidades de Osmosis Inversa.

Otras aplicaciones, usan la ultrafiltración después del sistema biológico de una PTAN, en lugar de un sedimentador convencional (Rautenbach, 2006).

Las ventajas de combinar un sistema de tratamiento biológico con un sistema de ultrafiltración en lugar de un sistema de sedimentación son:

- El incremento de la capacidad específica (espacio-tiempo-rendimiento) debido a una alta concentración de biomasa (20-25 g/L en lugar de 4-5 g/L).
- Menos problemas de operación (por ejemplo, no se tiene problema con la separación de los lodos en caso de espuma).

Las desventajas del sistema de UF tubular convencional es que a velocidades de alrededor de 4m/s existe un alto consumo de energía (10 kWh/m³ de agua permeada), por lo que en el tratamiento de aguas residuales municipales, la sedimentación puede ser sustituida por la ultrafiltración sólo en casos donde el consumo de energía pueda reducirse a 0.3-0.5 kWh/m³. (Rautenbach, 2006).

Otra aplicación de la ultrafiltración en el tratamiento de aguas residuales municipales, es la llamada UF directa (Rautenbach, 2006), que puede utilizarse



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

para tratar el efluente de los sedimentadores primarios de una PTAN en lugar de enviar el efluente a un tratamiento biológico o para concentrar parcialmente el agua residual, extrayendo el permeado y enviando el concentrado al drenaje. Para evitar el ensuciamiento de la membrana y mantenerla en óptimas condiciones, se debe aplicar un tratamiento químico con NaOCl.

Los resultados de este sistema pueden diferir dependiendo del agua que se utilice, las principales variaciones se mencionan a continuación.

- a) La producción de permeado (L/m^2h) es de un 30 a un 70% mayor en la ultrafiltración de efluentes primarios del sedimentador que durante la concentración del agua residual.
- b) Al incrementar la PTM, la producción de permeado se incrementa en la concentración de agua residual municipal y disminuye en el tratamiento del efluente primario. Por ejemplo, cuando se aplica una PTM de 0.3 bar, se puede obtener una diferencia de hasta el 70% en la producción del permeado.

En cuanto a la calidad de agua obtenida en estos sistemas, la turbiedad se puede reducir a menos de 1 NTU, la DQO más del 40% y los compuestos de nitrógeno y fósforo entre 10-15%. Los resultados pueden variar dependiendo de la calidad de agua alimentada.

En investigaciones futuras sobre el uso directo de la ultrafiltración para tratar aguas residuales municipales será necesario establecer las causas de las diferencias en la filtrabilidad de los diferentes tipos de agua y optimizar la producción de agua permeada.

Los sistemas de membranas como la ultrafiltración y microfiltración también se han utilizado para la desinfección de aguas debido a los inconvenientes que presenta la desinfección química. La eficiencia de ambos métodos ha sido probada con



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

respecto a la total retención de parásitos y bacterias, sin embargo solo la ultrafiltración retiene partículas virales, (Gómez, 2007). Además de su capacidad desinfectante, las membranas no presentan problemas de resistencia a los microorganismos y mejoran la calidad del agua debido a que actúan como una barrera para el material particulado. Sin embargo, la ultrafiltración también tiene algunas limitaciones operativas, como la necesidad de retrolavar continuamente la membrana para evitar obstruirla, así como tener que aplicar un tratamiento químico para eliminar sustancias que pueden adherirse a la membrana permanentemente, causando ensuciamiento y afectando el flujo de agua y la PTM. Estos problemas pueden minimizarse si se aplica al agua de alimentación un pretratamiento, por ejemplo una filtración granular. Existen estudios en los cuales se ha comparado el desempeño de los sistemas de filtración con arena y ultrafiltración para la desinfección de aguas residuales municipales contra un tratamiento físico-químico y la desinfección por UV. El tratamiento físico químico consiste de una coagulación-floculación con sulfato de aluminio, sedimentación, filtración con arena, y finalmente la radiación UV. En el otro esquema se considera un pretratamiento de filtración con arena, módulo de ultrafiltración con un tamaño de poro de $0.05\mu\text{m}$, con una duración de cada corrida de 20 min, un retrolavado posterior de 2 min, una limpieza química cada 15 días con NaOH y NaClO y una limpieza ácida con H_2SO_4 cada 30 días.

Los análisis de los efluentes con respecto a los parámetros físico-químicos (turbiedad y sólidos suspendidos) que se obtiene en ambos esquemas de tratamiento son similares, la eliminación de sólidos suspendidos es del 91% y 99% respectivamente. En la combinación de filtración con arena-ultrafiltración, la cantidad de material particulado retenido en el filtro hace posible prolongar los tiempos de corrida entre retrolavados y la limpieza química en el sistema de ultrafiltración. Por otro lado, en un sistema de tratamiento físico- químico y radiación UV las dosis de radiación dependen de la transmitancia, que a su vez varía con la calidad del agua utilizada. Estas variaciones condicionan la capacidad del sistema para inactivar a los microorganismos, al disminuir la eficiencia de la radiación UV cuando se aplican dosis bajas. Por el contrario, los sistemas de ultrafiltración



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

obtienen una calidad microbiológica más estable que no es afectada por las características del agua a ser tratada o por el tipo de microorganismo que se requiere eliminar. De todos los parámetros microbiológicos analizados sólo los coliformes fecales fueron difíciles de eliminar debido a la contaminación de la membrana en la zona de permeado.

Desde el punto de vista económico, los costos fijos y variables más importantes en los sistemas de tratamiento físico químico-UV se deben al consumo de reactivos, representando un 65% de los costos variables. En los procesos de tratamiento de agua con membrana, los costos de los componentes de reemplazo representan el 60% de los costos variables totales. La mayor diferencia entre los costos totales recae en los costos fijos, ya que el costo de la instalación del sistema de membrana es el doble que el del sistema fisicoquímico. En conclusión, en ambos tratamientos se obtienen parámetros de calidad físico-químicos y microbiológicos similares. La principal diferencia es que las variaciones en la transmitancia del agua alimentada al tratamiento físico-químico-radiación UV no garantizan una calidad microbiológica constante. Por otro lado, el sistema de membrana es menos competitivo que el tratamiento físico-químico desde el punto de vista económico, debido principalmente a los altos costos de instalación y sustitución de la membrana, (Gómez, 2007).

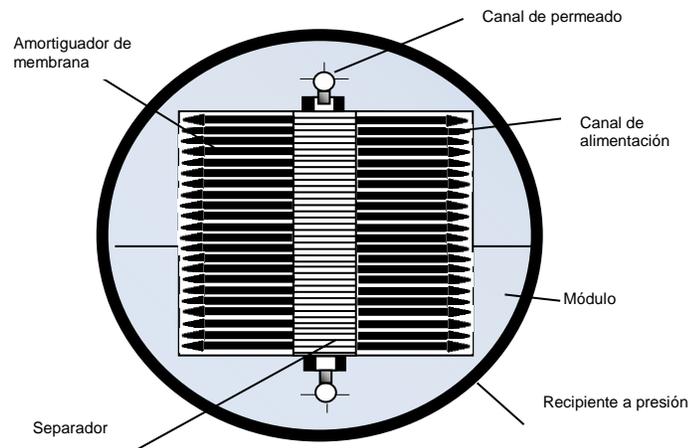
En años recientes se han desarrollado nuevos módulos de ultrafiltración que permiten mejores condiciones de operación y mayor recuperación de agua. Un ejemplo de estos módulos es el que se muestra en figura 2.30, fabricado por la compañía ATPwater®. Las ventajas de este tipo de módulo se mencionan en la tabla 2.18. El módulo de UF se instaló en una planta piloto con una capacidad para producir 9m³/h de agua permeada y fue usado para tratar el efluente de los filtros de arena de una planta de tratamiento de aguas municipales. La limpieza de la membrana se hizo en el modo de operación de flujo cruzado e inyectando burbujas de aire por varios segundos. (Rautenbach,1997).



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Tabla 2.18 Principales características del módulo de UF Rochem, (Rautenbach, 1996)

Elección de flujo cruzado u operación de flujo directo
Canal de alimentación de altura variable-posible adaptación a alta o baja concentración de sólidos en la alimentación
Intervalos de irrigación de desechos (capa de gel) por inyección de aire (formación de burbujas)
Tasa de recuperación de agua alta (>95%)
Facilidad para remplazar la membrana
Fácil ensamble del módulo



**Figura 2.30 Módulo de ultrafiltración tubular Rochem desarrollado por ATPwater®,
(Rautenbach, 1996)**



3. Acondicionamiento de Agua Negra Tratada

3.1 Planteamiento del problema

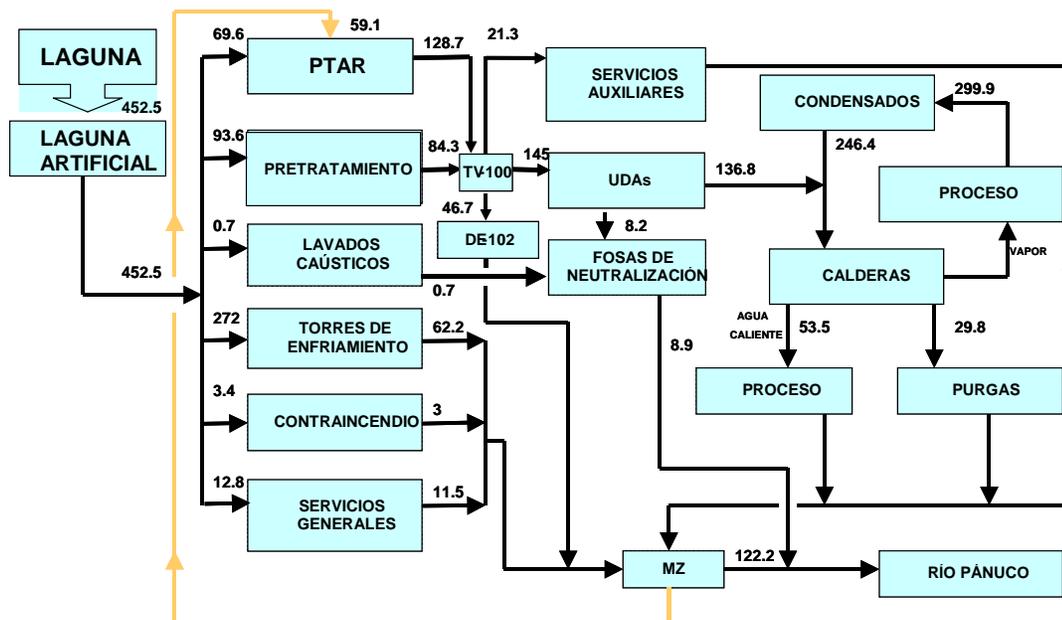
El agua cruda que utiliza la refinería proviene de una laguna natural y es almacenada en un vaso artificial cuya capacidad es de 200,000 m³. Esta agua es sometida a un pretratamiento de clarifloculación con sulfato de aluminio y posteriormente almacenada en tanques de 10,000 BIs (1,589,900 m³) y 20,000 BIs (3,179,800 m³) respectivamente.

El consumo de agua cruda en la refinería es en promedio de 1629 m³/h (452.5 L/s), de acuerdo con los datos proporcionados por la refinería en estudio. El agua cruda se distribuye como se muestra en la figura 3.1, consumiéndose principalmente en la planta desmineralizadora de agua, en las torres de enfriamiento, en el sistema contraincendio y en servicios generales. Una fracción del agua cruda es enviada a la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) para cumplir con las condiciones contractuales contraídas con la empresa operadora de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de la Refinería. Es importante mencionar que las aguas residuales de la Refinería, después de haber sido tratadas en la PTAR, son reusadas en la planta desmineralizadora de agua.

En la tabla 3.1 se muestra la calidad del agua de repuesto para las torres de enfriamiento; todas las torres reciben agua de la Laguna, excepto la torre DE-102 que recibe una mezcla de agua permeada y clarificada.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO



Nota: Consumo en L/s

Figura 3.1 Balance de Agua en la refinería (Datos proporcionados por la refinería, 2004)

Tabla 3.1 Calidad de agua de repuesto para establecer los ciclos de concentración

Parámetro	Agua cruda Laguna	Agua clarificada	Agua negra tratada a torres de enfriamiento	Mezcla de agua permeada y clarificada
Dureza de Calcio (ppm como CaCO ₃)	170 - 350	130 - 330	300	100 - 250
Sílice (ppm)	ND	ND	25	ND
Conductividad (μS/cm ²)	500 - 1400	400 - 1200	1000	300 - 900
Sólidos en Suspensión Totales (ppm)	5 a 30	ND	10	3 a 10
Sulfatos (ppm como CaCO ₃)	ND	ND	200	ND
Sólidos Disueltos Totales (ppm)	300 - 800	ND	1000	200 - 650
Turbidez (UTN)	10 a 40	2 a 6	ND	4 a 15
Cloruros (ppm como Cloruro)	100 - 190	ND	200	100 - 150

Con respecto a las UDAs, éstas son alimentadas con una mezcla de agua proveniente de la planta de pretratamiento y el permeado de la ósmosis inversa de



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

la PTAR de la refinería. Las características promedio proporcionadas por la refinería para la mezcla de agua se presentan en la tabla 3.2, como se observa dichos parámetros están por debajo de los límites establecidos para el agua que debe proporcionar el tren de acondicionamiento de agua negra tratada.

Tabla 3.2 Características del agua de alimentación a las UDAS (Bitácoras de operación, Junio de 2004)

Sitio	pH	Alcalinidad M mg/L CaCO ₃	Cl mg/L	DT mg/L como CaCO ₃	DCA mg/L como CaCO ₃	COND. μS/cm
Agua negra tratada	6.8 – 7.8	80	200	300	190	700
Laguna	ND	151.6	ND	298.8	195.9	488.5
Mezcla agua OI-Clarifloculada	ND	74.9	ND	167.2	98.2	428.2

ND=No disponible

Debido a que la disponibilidad de agua en la Laguna es cada vez menor, la refinería requiere utilizar otra fuente de suministro de agua para garantizar la operación de sus procesos. Por esta razón, la refinería y el municipio acordaron construir una planta de tratamiento de aguas negras. Esta planta tendría una capacidad de 3240 m³/h (900 L/s) de agua, de los cuáles enviaría hasta 2160 m³/h (600 L/s) de agua negra tratada a la refinería y el resto se entregaría al municipio. (El diseño conceptual y evaluación de los tratamientos que se utilizarán en la PTAN no forman parte de este trabajo). En cuanto a las características del agua proveniente de la planta de tratamiento de aguas negras, se establecieron que serían superiores a las especificadas en la NOM-001-SEMARNAT-1996, y se muestran en la tabla 2.2 de la sección de antecedentes.

Para poder utilizar el agua negra tratada como agua de repuesto para torres de enfriamiento (1080 m³/h) y agua de alimentación a UDAS (720 m³/h), la refinería necesitaría seleccionar un sistema de tratamiento para que el agua negra cumpla con las características que se muestran en la tabla 2.9 del capítulo de antecedentes de este trabajo. Además, este tren de tratamiento debería tomar en cuenta las características de la planta desmineralizadora que se opera actualmente en la refinería, ver tabla 3.3.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Para resolver este problema, en este trabajo se plantearon cuatro alternativas de tratamiento, seguido de un análisis técnico y una evaluación económica para conocer las ventajas y limitaciones de cada una. Finalmente, para seleccionar la mejor alternativa fue necesario establecer algunos criterios de evaluación cuantitativos de tal modo que al utilizar el análisis multicriterio se obtuviera una comparación y una jerarquización completa de las diferentes alternativas.

Tabla 3.3 Capacidad actual de UDAS

Unidades	TREN	Capacidad instalada m ³ /h (L/s)		Horas de Operación	Horas de operación	Capacidad m ³ /h (L/s)
		DISEÑO	REAL ¹	DISEÑO ²	REAL	FIRME ²
MD-100	1	200 (55.6)	396 (110)	18	13	
	2	200 (55.6)		18	14	168.5 (46.8)
	3	200 (55.6)		18	17	
MD-200	1	200 (55.6)	396 (110)	18	15	
	2	200 (55.6)		18	16	168.5 (46.8)
	3	200 (55.6)		18	16	
MD-300	1	200 (55.6)	396 (110)	18	15	
	2	200 (55.6)		18	16	168.5 (46.8)
	3	200 (55.6)		18	16	
TOTAL		1800 (500)	1188 (330)	162	138	(505 m ³ /h) 140.4

(1) Dos trenes operando y uno en espera

(2) Capacidad descontando tiempo de regeneración

3.2 Opciones para el acondicionamiento de agua negra tratada

El sistema de tratamiento terciario seleccionado para el acondicionamiento del agua negra tratada debe garantizar que el agua de alimentación a las UDAS y torres de enfriamiento de la refinería cumplan con la calidad establecida por la refinería y permita un correcto funcionamiento de los equipos instalados.

Los sistemas propuestos están sustentados en recomendaciones de licenciadores de firmas de equipo e ingeniería, en información técnica reportada en bibliografía reciente; así como, en recomendaciones y experiencia del personal operativo de la refinería.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Las opciones propuestas para alcanzar dichas calidades de agua se presentan a continuación

1. Construcción de un sistema de pretratamiento simple (conformado por suavización y sistema de filtración rápida con arena y adsorción con carbón activado).
2. Construcción de un sistema de pre-tratamiento simple e intercambio iónico.
3. Ósmosis inversa
 - 3.1 Construcción de un sistema de pre-tratamiento simple, ósmosis inversa.
 - 3.2 Construcción de un sistema de filtración con arena y carbón activado con alimentación parcial a osmosis inversa y combinación de corrientes.

La calidad de agua esperada en cada etapa de tratamiento se estimó a partir de los porcentajes de remoción y eficiencia presentados en el capítulo de antecedentes del presente trabajo.

3.3 Evaluación de las opciones de acondicionamiento de agua

La formulación de un proyecto se materializa en un documento que contiene cinco partes fundamentales: aspectos de mercado y comercialización, aspectos técnicos, aspectos jurídico-administrativos, aspectos económicos y financieros y aspectos sociales. En este trabajo se analizan únicamente los aspectos técnicos y económicos de cada una de las opciones de acondicionamiento de agua que se proponen para garantizar que la opción seleccionada es competitiva técnica y económicamente.



3.3.1 Evaluación Técnica

Los aspectos técnicos constituyen una de las fuentes de información más importantes para determinar la viabilidad económica y financiera de un proyecto. Su objetivo consiste en analizar y evaluar diversas opciones y alternativas con el objeto de seleccionar aquella que garantice que el proyecto será competitivo técnicamente. En este trabajo para cumplir con tal objetivo se consideraron cuatro alternativas de acondicionamiento y las siguientes premisas:

- Variables que afectan el desempeño del proceso
- Sustancias Químicas utilizadas
- Mantenimiento
- Generación de Desechos
- Ventajas y limitaciones del proceso

La importancia de los aspectos técnicos estriba en que serán la base para la formular los aspectos económicos y financieros del proyecto. A partir de esta información se podrá obtener el presupuesto de inversión, reposición y vida útil de los activos, y en el presupuesto de egresos los concernientes a los gastos fijos y de operación derivados del proyecto.

3.3.1.1 Pretratamiento simple

Esta opción comprende el envío del agua proveniente del tratamiento biológico de una PTAN a un tren de pulimento integrado por un sistema de suavización (CL-01,), una etapa de ajuste de pH (TB-01) y una batería de filtros (FA-01) y unidades de carbón activado (FCA-01). En la etapa de suavización se realizaría la reducción de dureza total, alcalinidad y sílice; en la etapa de filtración se eliminarán sólidos suspendidos y finalmente con la adsorción sobre carbón activado se eliminarán compuestos orgánicos y cloro residual que pudieran permanecer en el agua, así



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

como trazas de color, sabor y algunos metales pesados. El efluente de este tratamiento será enviado tanto UDAS como a torres de enfriamiento.

El tren de pulimento tendría una capacidad de diseño de $1836 \text{ m}^3/\text{h}$ (500 L/s), de los cuales se destinarían 300 L/s como agua de repuesto a torres de enfriamiento y 200 L/s al sistema de desmineralización actual. El tren de tratamiento de la opción 1 se muestra en la figura 3.2.

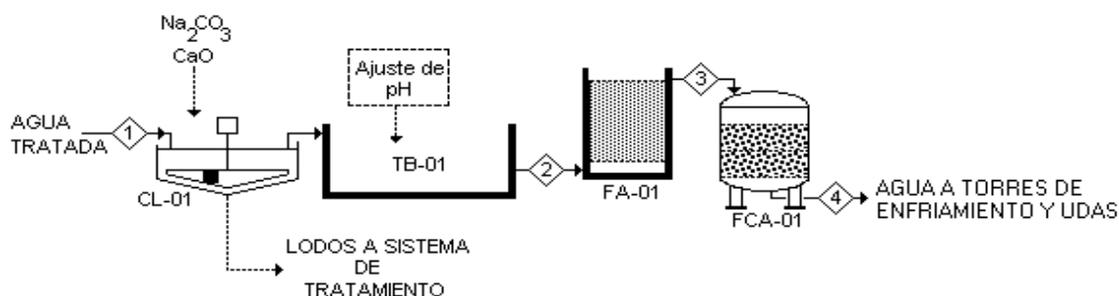


Figura 3.2 Opción 1, Suavización Química

En cuanto a las opciones de suavización química, se analizó el proceso de suavización en frío y suavización en tibio, las principales diferencias se muestran en la tabla 3.4. El proceso de suavización en caliente se descartó, porque se necesitaría usar algún sistema de enfriamiento para disminuir la temperatura del agua de salida de suavizador a por lo menos 38°C , para evitar posibles daños en los filtros multimedia.

Como se muestra en la tabla 3.4, ambos procesos permiten alcanzar el contenido de dureza especificada para las torres de enfriamiento y UDAS. En cuanto al contenido de sílice, sería necesaria su remoción únicamente para cumplir con la calidad especificada para UDAS.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

La suavización en frío lograría disminuir el contenido de sílice hasta un valor de 14 mg/L, ver la figura 2.5 del capítulo de antecedentes de este trabajo. Sin embargo, si adicionáramos óxido de magnesio en el agua de alimentación al suavizador podríamos aumentar la remoción y alcanzar un contenido de sílice de 10 mg/L. La cantidad de óxido de magnesio a agregar depende de la cantidad de sílice presente en el agua de alimentación y la cantidad de sílice que se desea en el efluente, tal como se muestra en la figura 3.3.

Tabla 3.4 Comparación entre suavización en tibio y caliente (Applebaum, 1968)

	Suavización	
	Frío	Tibio
Equipo principal	Tanque de mezclado rápido	Sistema para calentar el agua
	Tanque de mezclado lento	Tanque de mezclado con recirculación
	Clarificador	Clarificador
	Equipo de neutralización	
Reactivos principales	Cal-carbonato de sodio	Cal –Carbonato de sodio
Reactivos secundarios	CO ₂ , ácido sulfúrico, ácido carbónico, inhibidores de polifosfato	CO ₂ , ácido sulfúrico, ácido carbónico, inhibidores de polifosfato
Reactivos que mejoran la eficiencia en remoción de Sílice	Cal dolomítica (62% Ca(OH) ₂ -32% MgO magnesio activado	Cal dolomítica (62% Ca(OH) ₂ -32% MgO magnesio activado (lodos)
Temperatura	15.5-26.66 °C	26.66-48.8 °C
Tiempo de retención	1.5 h	1 h
Dureza alcanzada en el efluente CaCO ₃ (mg/L)	34 a 85 dependiendo del exceso de carbonato de sodio	25-35
Reducción de Alcalinidad	Reducida con el grado de eliminación (Ca(HCO ₃) ₂ y Mg(HCO ₃) ₂)	Reducida con el grado de eliminación (Ca(HCO ₃) ₂ y Mg(HCO ₃) ₂)
Reducción de ST	Reducidos con la alcalinidad	Mayor que en frío
CO ₂	0.44 de la concentración de carbonato de sodio en exceso (generalmente bajo)	Ligeramente mayor que en frío
Sílice alcanzada en el efluente (mg/L)	12-15	3-5

Por su parte, el proceso de suavización en tibio permite alcanzar un contenido de sílice menor a 10mg/L, sin la adición de óxido de magnesio, pero sería necesario elevar la temperatura del agua a por lo menos 38°C. Esta temperatura se fijó considerando que es la máxima temperatura que puede usarse en los filtros de multimedia.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

En base a lo anterior, en este trabajo se decidió proponer la suavización en frío, ya que la cantidad de óxido de magnesio a utilizar es relativamente baja (aproximadamente 10 mg/L, ver figura 3.3), evitando así, el uso de un sistema de calentamiento.

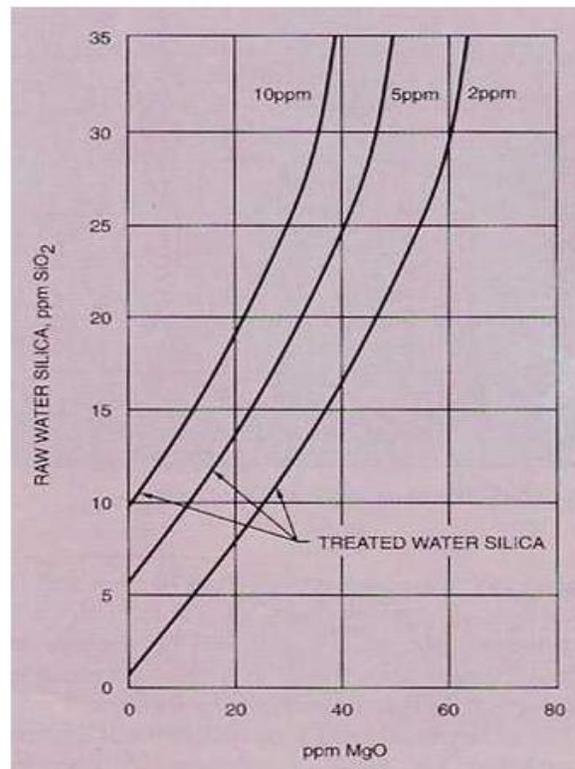


Figura 3.3 Cantidad estimada de óxido de magnesio para la remoción de sílice

En la tabla 3.5 se muestra una estimación de la calidad de agua que se obtendría en cada etapa de este tren de tratamiento, en esta estimación se consideró la remoción de carbonato de calcio hasta el valor límite de solubilidad. Para cumplir con la especificación establecida para la dureza de magnesio, se propuso remover toda la dureza carbonatada asociada a este compuesto y sólo una cantidad suficiente de la dureza no carbonatada para cumplir con la concentración establecida para las UDAS. En el caso de la filtración se consideraron los valores de remoción propuestos en la literatura (75%), mismos que pueden consultarse en



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

la sección de antecedentes de este trabajo. En la filtración con carbón activado se consideró una eficiencia de remoción de color y olor mayor al 90%.

Tabla 3.5 Balance de materia de pretratamiento simple

Parámetro	Unidad	Especificación		1	2	3	4
		Torres	UDAs				
Flujo	L/s	300	200	500.0	500.0	500.0	500.0
SST	mg/L	10 máx.	10 máx.	75.0	122*	30.5	3
SDT	mg/L	1000 máx.	700 máx.	1280	810	810	810
Conductividad	μS/cm	1,000 máx.	700 máx.	2000	1260	1260	1260
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	450 máx.	300 máx.	550	135	135	135
Dureza Calcio	mg CaCO ₃ /L	300 máx.	190 máx.	350	35	35	35
Dureza Magnesio	mg CaCO ₃ /L	150 máx.	110 máx.	200	100	100	100
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /L	200 máx.	80 máx.	300	55	55	55
Sodio	mg/L	NE	NE	110	190	190	190
SiO ₂	mg SiO ₂ /L	25 máx.	10 máx.	25	10	10	10
Mercurio	mg/L	.005	.005	.0075	.00075	.00075	.00075
Hierro	mg/L	.05	.05	.0075	.0075	.0075	.0075
Color	U Pt-Co	15	15	339.1	<339.1	<339.1	15
Olor	No. de umbral	Sin olor	Sin olor	85150	<85150	<85150	Sin olor

*Valor típico de plantas que utilizan suavización con cal con características similares de alimentación.

NE No especificado

Una variable importante que influye en la selección del proceso de suavización como tratamiento, es el consumo de químicos y la generación de lodos. A continuación se muestra el consumo estimado de cal y carbonato de sodio necesario para alcanzar una dureza de calcio de 35 mgCaCO₃/L y magnesio de 100 mgCaCO₃/L, así como la cantidad de lodos que se estima se producirá durante el proceso de suavización, ver tabla 3.6. Los cálculos detallados se muestran en el apéndice 8.2.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Tabla 3.6 Dosis de cal y carbonato de sodio calculadas.

Producto	mg/L
CaO	224
Na ₂ CO ₃	159
Lodos producidos (Ton/d) base seca	45.14

Selección del tipo de Filtración

En cuanto al tipo de filtración, se consideró el uso de filtros rápidos de arena y filtros multimedia (generalmente arena, antracita y grava). Una comparación entre estos dos tipos de filtración es mostrada en la tabla 3.7.

Tabla 3.7 Comparación entre filtros de arena y multimedia (Richards, P.A., 1996)

Filtración rápida		
Tipo de medio	Arena	Multimedia
SST	Sensible a alta carga	Mayor turbidez y Sólidos suspendidos
Eficiencia de Remoción	95%	95%
Carga estándar m ³ /h m ²	7-14	14-19
Corridas	Cortas	Largas
Desventajas	Formación de fango	Peligro de estratificación en retrolavado
	Contracciones del lecho	Mayores costos de operación
	Atascamiento de aire	Mayor costo de inversión
	Imposible asegurar 100% de limpieza	Altas caídas de presión
	Mantenimiento interno laborioso	Diseño mecánico más formal
	Requisitos de área mayores	
	Puede haber incrustación en los granos de arena	

Entre las principales ventajas del filtro multimedia que se muestran en la tabla 3.7, se encuentran la obtención de corridas de operación más largas, mayores tasas de filtrado y que se pueden tratar agua con mayor contenido de turbidez y sólidos suspendidos. En comparación, los filtros de arena utilizan mayores áreas de filtrado



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

y son sensibles a un alto contenido de sólidos suspendidos. Por lo anterior, se recomienda el uso de filtros multimedia para tratar el efluente del suavizador con cal-carbonato de sodio.

Una característica muy importante de los filtros es el tipo de mecanismo de retrolavado que utilizan, por tal motivo en la tabla 3.8 se presenta una comparación entre los dos mecanismos de retrolavado disponibles en el mercado.

Tabla 3.8 Comparación de mecanismos de retrolavado

Características	Sistema de retrolavado convencional	Sistema de retrolavado autolimpiante
Retrolavado	Intermitente	Continuo
Manejo de sólidos	Alta	Media
Medio filtrante	Simple	Simple, multimedio
Dirección de flujo	Ascendente	Contrario a la filtración
Ventajas	Inversión inicial baja	Ahorros en costos de instalación y operación
	Necesidad de un único tanque en la instalación	Sin cribados ni drenajes subterráneos
	Bajos costos de operación	Ciclos de lavado cortos
	Medio inerte	Bajas caídas de presión
	Ciclos de lavado rutinarios	Medio inerte
	Sin selección del medio filtrante	Se asegura lavado total

Los filtros de lavado continuo tienen un mezclador de aire para los sólidos suspendidos y regeneración de la superficie del filtro. La operación permite regenerar periódicamente la superficie del medio y elimina la mayoría de las desventajas inherentes a los sistemas de retrolavado convencionales. En el caso de la filtración con carbón activado, las configuraciones existentes son equivalentes y la diferencia principal entre uno u otro sistema es el flujo de tratamiento. En cuanto al medio filtrante, es necesario realizar pruebas para la correcta selección del tipo de carbón a utilizar.

En resumen, las ventajas y limitaciones de esta opción de tratamiento, se muestran en la tabla 3.9.



**EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS
SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO**

Tabla 3.9 Aspectos Técnicos de la suavización química y filtración

	Suavización	Filtros multimedia y Carbón activado
Variables que afectan el proceso	Cualquier cambio en la calidad de agua que envíe la PTAN al sistema de suavización afectará directamente la calidad de agua del suavizador. Se requiere analizar frecuentemente la calidad de agua de alimentación para ajustar la dosis de químicos. Temperatura	Turbidez: Si la turbidez del efluente del suavizador aumenta se tendrán corridas más cortas en los filtros.
Sustancias químicas	H ₂ SO ₄ al 98% CaO Na ₂ CO ₃	Medio filtrante Carbón activado
Mantenimiento	Bombas Agitadores	Inspección y limpieza de filtros Sustitución del medio filtrante
Generación de Desechos	Lodos producidos durante la suavización.	Carbón y medio filtrante gastado
Ventajas	Se pueden reducir metales pesados con una eficiencia del 80 al 95% junto con el proceso de suavización. Se alcanza la calidad de agua especificada para torres de enfriamiento y se mejora la calidad de agua que se alimentará a las UDAS actuales de la refinería. Se remueve sílice durante el proceso.	
Limitaciones	La calidad del agua alimentada al suavizador debe ser constante para garantizar la calidad de agua en el efluente. Se requiere personal capacitado para el adecuado control de la operación. Se produce una gran cantidad de lodos Se consume una gran cantidad de químicos Aunque se remueve la dureza de calcio y magnesio, no se alcanza el nivel de conductividad, debido a la presencia de otros iones que no se remueven con la suavización. No se alcanza la especificación de sólidos disueltos y conductividad para las UDAS.	



3.3.1.2 Intercambio iónico

Esta opción de tratamiento considera enviar el efluente del tratamiento biológico a un sistema de suavización química igual al de la opción 1, posteriormente a un sistema de ajuste de pH, una batería de filtros multimedia y carbón activado, y finalmente a unas unidades de intercambio iónico para reducir la cantidad de sólidos disueltos y la conductividad.

El agua procedente de la batería de filtros de carbón activado (1836 m³/h), se propone dividirla en dos corrientes. La primera de ellas (1116 m³/h) se enviaría como agua de repuesto a torres de enfriamiento. La segunda (720 m³/h) se conduciría a unas unidades de intercambio iónico (UII-01 a 03), con lechos de resina catiónica y aniónica que permitirían realizar el correspondiente intercambio de cationes y aniones contenidos en el agua a tratar. El esquema de tratamiento se muestra en la figura 3.4.

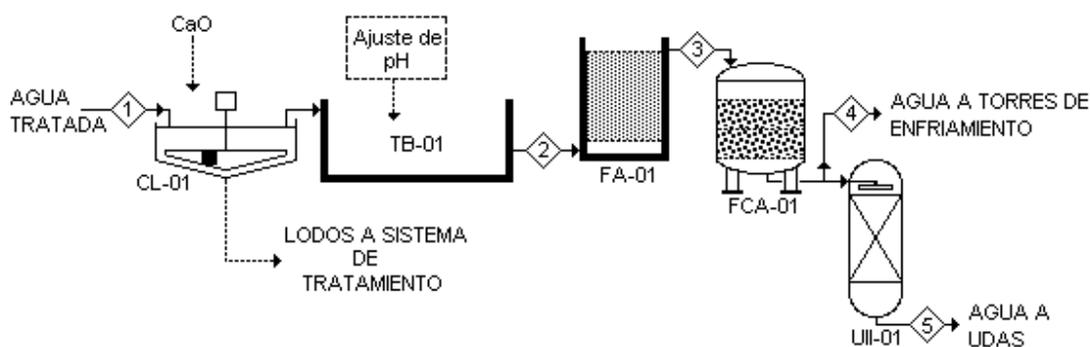


Figura 3.4 Opción 2. Pretratamiento simple con intercambio iónico

De acuerdo con esto, se propone realizar una desmineralización parcial del agua para alcanzar el nivel de conductividad y contenido de sólidos disueltos especificado para las UDAS. Esta desmineralización parcial consistiría en eliminar principalmente los cationes de magnesio, calcio, y el sodio que se agregó durante la suavización con cal-carbonato de sodio, y los aniones de cloruros y sulfatos. En la tabla 3.10 se muestran los diferentes tipos de resinas que pueden utilizarse para



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

el intercambio iónico, las resinas catiónicas fuertes tienen una buena selectividad y el volumen de hinchamiento es poco comparable con la catiónica débil. Sin embargo, por esta razón se recomiendan en operaciones de desmineralización completa. En cambio, las resinas catiónicas débiles tienen una menor selectividad y una mayor capacidad de intercambio, la única desventaja es que el volumen de hinchamiento es alto y debe considerarse en el diseño de la columna. En el caso de las resinas aniónicas se propone utilizar una resina de tipo débil ya que ésta sólo removerá los ácidos fuertes, y tiene una buena capacidad de intercambio, proporcionando sólo una parcial desmineralización.

La regeneración se realizará con ácido sulfúrico, en el caso de la resina catiónica, y con sosa, para el caso de la resina aniónica. De esta forma el agua producida estará en condiciones de ser enviada al sistema de desmineralización actual de la Refinería.



Tabla 3.10 Características de las resinas de intercambio iónico (

Características	Resina catiónica débil	Resina catiónica fuerte	Resina aniónica débil
Estructura	Acrílica	Estireno (8% DVB)	Estireno Acrílica (Alta carga orgánica)
Matriz	Gel/Macroporosa	Gel/Macroporosa	Macroporosa
Volumen de hinchamiento	H ⁺ a Na ⁺ : 60-100% H a Ca ²⁺ : 15% H a Mg ²⁺ : 50%	Gel: Na ⁺ a H ⁺ : 10-12% Macroporosa: Na ⁺ a H ⁺ : 6%	BL a Cl ⁻ : 15-30%
Coefficiente de uniformidad	Estándar: 1seeexaz<.3-1.8 Especial: 1.1-1.5	Estándar: 1.3-1.8 Uniforme: 1.1-1.2	Estándar: 1.3-1.8 Uniforme: 1.1-1.2 Especial: 1.1-1.5
Forma iónica	H ⁺	H ⁺ o Na ⁺	Base libre
Grupo funcional	Ácido carboxílico	Sulfónico	Amina terciaria (la mayoría de los casos)
Capacidad	≥4.5 eq/L	≥1.8 eq/L	≥1.25 eq/L
Eficiencia de Regeneración	104-110%	Dependiendo del ácido utilizado de 130-250%	120-130%
Regenerante	H ₂ SO ₄ o HCl El HCl es más seguro y su consumo es menor comparado con el H ₂ SO ₄ . El H ₂ SO ₄ puede provocar la precipitación de CaSO ₄	H ₂ SO ₄ , HCl y HNO ₃ El uso de NH ₃ es más peligroso El HCl es el mejor regenerante y se puede usar a concentraciones más altas.	NaOH
Ventajas	Alta estabilidad mecánica y química Alta capacidad de operación dependiendo de la calidad de agua	Remueve todos los cationes	Eficiencia de regeneración alta Mayor capacidad de intercambio que las fuertes Buena resistencia al ensuciamiento orgánico
Selectividad	Elimina los cationes que están asociados con bicarbonatos.	Fe>Ca>Mg>K>Na>H	Remueve ácidos fuertes SO ₄ >NO ₃ >Cl>OH
Limitaciones	Elevado hinchamiento y contracción que hace aumentar las pérdidas de carga o provocar roturas en las botellas cuando no cuentan con suficiente espacio en su interior.	La tipo gel es más sensible a la oxidación. Susceptible al ensuciamiento con Fe y Mg. El uso de H ₂ SO ₄ , puede provocar la precipitación de CaSO ₄	No remueve sílice y bicarbonatos.
Criterio de selección	Cuando la relación de dureza y alcalinidad es >1	Desmineralización/Suavización Relación de dureza y alcalinidad >1 Flujo <40BV/h Temperatura mayor a 10°C y pH>4.2	Presencia de minerales ácidos libres Parcial desmineralización Normalmente base estirénica



La calidad esperada se muestra en la tabla 3.11, en la que se estimó una eficiencia de intercambio del 97%.

Tabla 3.11 Balance de materia de pretratamiento simple con intercambio iónico

Parámetro	Unidad	1	2	3	4	5
Flujo	L/s	500.0	500.0	500.0	500.0	500
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	75.0	122*	30.5	3	3
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	1100	810	810	810	20.71
Conductividad	µS/cm	1550.0	1260	1260	1260	29
Dureza Total	mg CaCO ₃ /L	550	135	135	135	4.05
Dureza Calcio	mg CaCO ₃ /L	350	35	35	35	1.05
Dureza Magnesio	mg CaCO ₃ /L	200	100	100	100	3
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /L	300	55	55	55	1.65
Sodio	mg/L	110	190	190	190	5.70
Cloruros	mg/L	200	200	200	200	6
Sulfatos	mg/L	200	200	200	200	6
SiO ₂	mg SiO ₂ /L	25	10	10	10	10
Mercurio	mg/L	.0075	.00075	.00075	.00075	Trazas
Hierro	mg/L	.0075	.0075	.0075	.0075	Trazas
Color	U Pt-Co	339.1	<339.1	<339.1	15	15
Olor	No. de umbral	85150	<85150	<85150	Sin olor	Sin olor

De acuerdo con la información mostrada en la tabla 3.11, la conductividad y cantidad de sólidos disueltos que se obtendría con las unidades de intercambio iónico es menor a la requerida por las UDAS actuales de la refinería. Como resultado, la duración de los ciclos de intercambio de las UDAS actuales serían más largos y el consumo de químicos menor. Sin embargo, los costos de instalación y operación de este sistema se elevan innecesariamente.

A continuación se presenta un estimado de la cantidad de resina catiónica fuerte y aniónica débil necesaria para realizar el intercambio. Dicha estimación se calculó con ayuda del programa CADIX 6.2.0 de Dow Chemical. En la tabla 3.12 se muestran los resultados de la simulación, considerando tres unidades de desmineralización, cada una con tres trenes de tratamiento completos, dos en operación y uno en espera. Cada tren está compuesto por una unidad catiónica fuerte, una unidad aniónica débil-fuerte, un desgasificador y su propio equipo de regeneración ácido/sosa. El flujo de alimentación a cada unidad de tratamiento



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

como se muestra en la tabla 3.12 sería de 120 m³/h con una duración de cada ciclo de operación de 18 horas.

Tabla 3.12 Resultados de la simulación de intercambio iónico con CADIX

	Unidad Catiónica	Unidad Aniónica
Flujo por unidad (m ³ /h)	120	120
Modo de operación	Contracorriente	Contracorriente
Duración del ciclo (h)	18	18
Resina utilizada	Resina Catiónica Fuerte	Resina Aniónica Débil
Forma iónica	Hidrogeno	Base Libre
Volumen de resina (L)	17425	25375
Diámetro de la columna	3	3.7
Altura de la columna	4.4	5.3

En cuanto a la generación de efluentes, el programa CADIX proporciona un estimado de la cantidad de agua que se utilizará para el lavado de las resinas, así como el consumo de químicos. Estos resultados se muestran en la tabla 3.13.

Tabla 3.13 Generación de efluentes

Efluente	Cantidad
Agua de lavado de resina (m ³)	279
Consumo de H ₂ SO ₄ (96%) (L)	2761
Consumo de Sosa (50%) (L)	1370

Las consideraciones que deben tomarse en cuenta para esta opción de tratamiento se muestran en la Tabla 3.14. De las limitaciones más importantes que muestra el sistema es que aun cuando se mejora la calidad que se alimenta a las UDAS actuales, estas estarían sobrediseñadas.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Tabla 3.14 Aspectos Técnicos del sistema de suavización e intercambio iónico

	Intercambio iónico
Variables que afectan el proceso	Un aumento en el contenido de sólidos disueltos en la alimentación. Eficiencia de regeneración de las resinas Contaminación con materia orgánica Presencia de agentes oxidantes Ensuciamiento con sólidos suspendidos
Sustancias químicas	H ₂ SO ₄ al 98% para ajuste pH y regeneración de resinas NaOH
Mantenimiento	Inspección y limpieza de unidad de Intercambio Iónico Cambio de Resina
Generación de Desechos	Efluente de regeneración de resinas con un alto contenido de sales.
Ventajas	Se pueden reducir metales pesados con una eficiencia del 80 al 95% junto con el proceso de suavización. Se alcanza la calidad de agua especificada para torres de enfriamiento y se mejora la calidad de agua que se alimentará a las UDAS actuales de la refinería. La duración de los ciclos de operación de las UDAS actuales aumenta. El consumo de químicos en las UDAS actuales disminuye.
Limitaciones	La calidad del agua alimentada al suavizador debe ser constante para garantizar la calidad de agua en el efluente. Se requiere personal capacitado para el adecuado control de la operación de suavización Se produce una gran cantidad de lodos. El sistema de intercambio iónico propuesto removerá el 97% de los contaminantes, por lo que las UDAS actuales tendrán que remover únicamente el 3% restante, esto supone un sobre diseño del sistema.

Por lo anterior, se debe evaluar, si con la calidad de agua que sale del suavizador y su posterior alimentación a las UDAS actuales, es posible obtener la calidad de agua para las calderas sin afectar la operación de las UDAS actuales. Desafortunadamente, no se cuenta con suficiente información sobre las UDAS actuales como para realizar una simulación tomando como alimentación la calidad del agua negra suavizada y comparar los resultados con las horas de operación que se tienen actualmente en las UDAS.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Sin embargo, en la tabla 3.15 se muestra la calidad de agua que se alimenta actualmente a las UDAS y la calidad de agua que se alimentaría en caso de utilizar el agua negra suavizada. De los parámetros mostrados, la conductividad constituye el principal factor por el que las UDAS actuales aumentarían la duración de su ciclo de operación y su consumo de químicos para la regeneración, al sobrepasar en un 52% el valor que se alimenta actualmente.

Tabla 3.15 Calidad del agua de alimentación a UDAS

Agua	Alcalinidad mg/L CaCO ₃	Cl mg/L	DT mg/L como CaCO ₃	DCA mg/L como CaCO ₃	COND. μS/cm	Horas de Operación mg/L
Especificación Agua Negra a UDAS	80	200	300	190	700	N.D
Agua Negra Suavizada	80	200	135	35	1260	N.D
Agua Cruda	151.6	ND	298.8	195.9	488.5	15.5

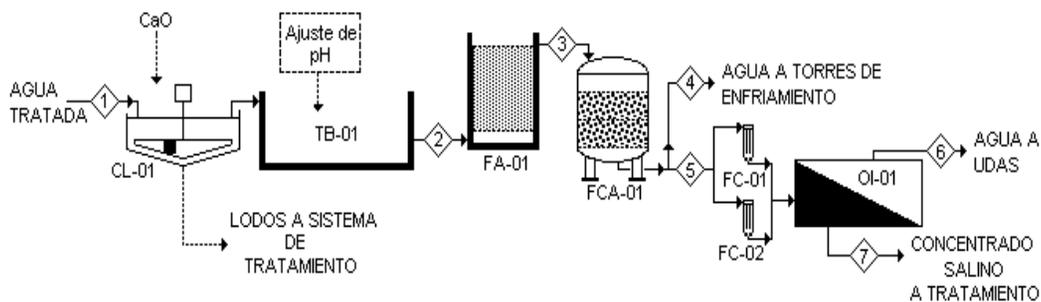
ND= No disponible

3.3.1.3 Ósmosis inversa

En esta opción, se propone enviar el agua proveniente del tratamiento biológico a un tren de acondicionamiento que tendría una capacidad de diseño de 1980 m³/h, de los cuales se destinarían 1080 m³/h (300 L/s) como agua de repuesto a torres de enfriamiento y 900 m³/h (250 L/s) se enviarían a un sistema de ósmosis inversa para posteriormente enviar el agua al sistema de desmineralización actual de la refinera. El tren de tratamiento se muestra en la figura 3.5.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO



T

Figura 3.5 Opción 3A. Pretratamiento simple con ósmosis inversa y alimentación a UDAS actuales

En este sistema el agua proveniente de los filtros de carbón activado se alimentaría a un sistema de membranas de ósmosis inversa. Para estimar la calidad de agua que se obtendría por el sistema de OI se utilizó el software “ROSA” (Reverse Osmosis System Analysis), creado por la compañía Dow Chemical para la simulación de unidades de ósmosis inversa.

En esta opción, el valor de pH del agua de alimentación debe ajustarse para el funcionamiento adecuado de las membranas. Además, será necesario el uso de agentes anti-incrustantes y biocidas. Una vez que el agua sea acondicionada en el sistema de suavización química, ésta se haría pasar a través de unos filtros tipo cartucho para eliminar sólidos mayores a 5 micras evitando así que se dañen las membranas. El número de filtros cartucho debería ser suficiente para mantener uno de ellos en mantenimiento y/o reparación sin que se afecte el flujo total de agua. La presión necesaria para el funcionamiento del sistema se proporcionaría mediante bombas de alta presión; dicha presión se propone que sea variable dependiendo del estado de ensuciamiento de la membrana y el contenido de sales.

Como se describió en el capítulo de antecedentes, para aumentar la recuperación de agua se propone utilizar un sistema de osmosis inversa de un paso y dos etapas cuyo esquema se muestra en el la figura 3.6. La recuperación de agua en el sistema de ósmosis inversa que se consideró es del 75%, el resto (360 m³/h de concentrado salino) se mezclaría con el agua que será enviada al municipio.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

El permeado del sistema de ósmosis inversa se recibiría en un tanque para alimentar a las unidades desmineralizadoras actuales, mediante un flujo de $720\text{m}^3/\text{h}$ (200 L/s).

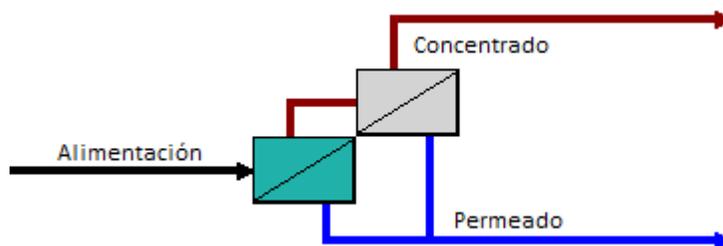


Figura 3.6 Esquema de osmosis inversa con 1 paso y dos etapas

En este caso se mejoraría la calidad de agua, ver tabla 3.16 para alimentación a UDAS pero la calidad de agua para repuesto a torres se mantendría constante debido a que ésta no se alimenta al sistema de ósmosis inversa.

Tabla 3.16 Balance de materia de pretratamiento simple con osmosis inversa

Parámetro	Unidad	Especificación		1,2,3	4	5	6	7
		Torres	UDA					
Flujo	m^3/h (L/s)	1080 (300)	720 (200)	2041.2 (567)	1080 (300)	961.2 (267)	720 (200)	241.2 (67)
SST	mg/L	10 máx.	10 máx.	75.0	3	3	1	--
SDT	mg/L	1000 máx.	700 máx.	1100	810	810	10.8	2658
Conductividad	$\mu\text{S}/\text{cm}$	1,000 máx.	700 máx.	2000	1260	1260	17	4153
Dureza Total	mg CaCO_3/L	450 máx.	300 máx.	550	135	135	0.93	533
Dureza Calcio	mg CaCO_3/L	300 máx.	190 máx.	350	35	35	0.23	139
Dureza Magnesio	mg CaCO_3/L	150 máx.	110 máx.	200	100	100	0.7	394
Alcalinidad	mg CaCO_3/L	200 máx.	80 máx.	300	55	55	0.6	81
Sodio	mg/L	NE	NE	110	190	190	3.4	712
SiO_2	mg SiO_2/L	25 máx.	10 máx.	25	10	10	0.15	38
SO_4	mg/L	200	200	200	200	200	1.86	821
Cloruros	mg/L	200	200	200	200	200	4.3	829
Mercurio	mg/L	.005	.005	.0075	.00075	.00075	TRAZAS	<0.1
Hierro	mg/L	.05	.05	.0075	.0075	.0075	TRAZAS	<0.1
Color	U Pt-Co	15	15	339.1	15	15	15	---
Olor	No. de umbral	Sin olor	Sin olor	85150	Sin olor	Sin olor	Sin olor	---

*Valor típico de plantas que utilizan suavización con cal.

NE No especificado



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

El sistema de osmosis inversa propuesto constaría de dos módulos, cada módulo estaría formado por tres unidades de osmosis inversa capaces de producir un flujo de permeado de 360 m³/h (100 L/s) considerando una unidad en espera por limpieza o mantenimiento. El flujo total de permeado de ambos módulos es de 720 m³/h. Con ayuda del software Rosa versión 7.2.7 se obtuvieron las características de presión y número de elementos del sistema de osmosis inversa, así como el consumo estimado de energía, ver tabla 3.17.

Al arranque de la instalación, se puede suponer un factor de flujo de 1, ya que todos los elementos son nuevos y se encuentran en perfectas condiciones. En cambio, transcurridos unos 3 años de operación, el factor de flujo habrá descendido, por esta razón se consideró un factor de flujo de 0,85, valor habitual en una instalación una vez que ésta lleva cierto tiempo en funcionamiento. La temperatura de referencia se fijó en 298 K (25°C).

Tabla 3.17 Características del sistema de osmosis inversa

Flujo de alimentación m ³ /h	240
Temperatura K (°C)	298 (25)
Presión de alimentación (KPa)	995
Factor de flujo ¹	0.85
No de elementos etapa 1	168
No de elementos etapa 2	112
Potencia (KW)	82.93
Energía Especifica KWh/m ³	0.46

Notas (1) valor habitual en una instalación una vez que ésta lleva cierto tiempo en funcionamiento.

En la tabla 3.18 se muestra un análisis técnico del sistema de osmosis inversa. Como en el caso del sistema de intercambio iónico de la sección 3.2.2, la calidad de agua que se produciría es mayor a la requerida por las UDAS, por lo que para cumplir con la especificación del agua para alimentación a calderas de vapor se requeriría únicamente el intercambio iónico mixto de las UDAS actuales. Además debe tomarse en cuenta que en comparación con el sistema de intercambio iónico,



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

se requiere un consumo de agua negra tratada mayor, lo cual afectará el dimensionamiento de los equipos del sistema de pretratamiento.

Tabla 3.18 Aspectos técnicos del sistema de osmosis inversa

	Osmosis Inversa
Variables que afectan el proceso	<p>El pH de alimentación</p> <p>Aumento de los sólidos disueltos en la alimentación</p> <p>Temperatura de la alimentación</p>
Sustancias químicas	<p>H₂SO₄ al 98% para ajuste d pH y regeneración de resinas</p> <p>NaOH</p> <p>Biocida</p> <p>Antiincrustante</p> <p>Solución de limpieza de membranas</p>
Mantenimiento	<p>Cambio de filtros cartucho</p> <p>Mantenimiento de Bombas de alta presión</p> <p>Limpieza Química</p> <p>Rotación de membranas</p> <p>Cambio de membranas</p>
Generación de Desechos	<p>Concentrado salino de osmosis inversa</p> <p>Membranas usadas</p> <p>Filtros cartuchos usados</p>
Ventajas	<p>La calidad de agua que se alimenta mejora en un la consiguiente reducción de químicos en las UDAS.</p> <p>Aunque se produce una corriente de desecho con una alta concentración de sales, se puede disponer de esta mezclándola con el resto del agua que se enviará al municipio descargar al rio, ya que actualmente la normatividad mexicana no regula el contenido de sólidos disueltos.</p> <p>El sistema de suavización, filtración con arena y carbón activado funciona como pretratamiento para el sistema. No requiriendo otro tratamiento adicional. Sin embargo las partículas coloidales no son eliminadas con la suavización por lo que podría requerirse un proceso de coagulación previa para eliminarlos.</p>
Limitaciones	<p>Se requiere una eliminación completa de los SST y partículas coloidales, ya que estas sustancias pueden ensuciar y obstruir los poros de la membrana.</p> <p>No se elimina por completo el uso de químicos ya que se requieren para limpiar continuamente la membrana</p> <p>El factor de flujo disminuye al aumentar el tiempo de operación de la instalación, por lo que se requiere un reemplazo frecuente. Los costos asociados a este sistema se deben principalmente por los costos de sustitución de la membrana.</p> <p>La presión de alimentación aumenta al disminuir el factor de flujo con el</p>



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

	<p>tiempo, por lo que los costos de energía aumentan. No son constantes.</p> <p>La calidad del permeado disminuye al aumentar la temperatura.</p> <p>Se requiere un mayor suministro de agua dado la recuperación de solo el 75%.</p> <p>Debido a que el agua sale con una mejor calidad las UDAS solo tendrían que remover el 1.3% haciendo que el sistema este sobre diseñado.</p>
--	--

3.3.1.4 Alimentación parcial a ósmosis inversa y combinación de corrientes.

En esta opción, el agua proveniente del tratamiento biológico se enviaría a un sistema de filtración multimedia y a una posterior depuración con carbón activado (sin suavización química previa). El agua producida es dividida en dos corrientes, una de ellas se enviaría a un sistema de ósmosis inversa con el objetivo de combinar, en diferentes proporciones, el permeado resultante de la misma con la corriente restante, a efecto de obtener un agua con la calidad especificada tanto para las torres de enfriamiento como para las UDAS actuales de la refinería (figura 3.7).

Debe tenerse presente que el agua de alimentación a este sistema requeriría el mismo acondicionamiento (ajuste de pH, biocida y antiincrustantes) descrito en la opción anterior.

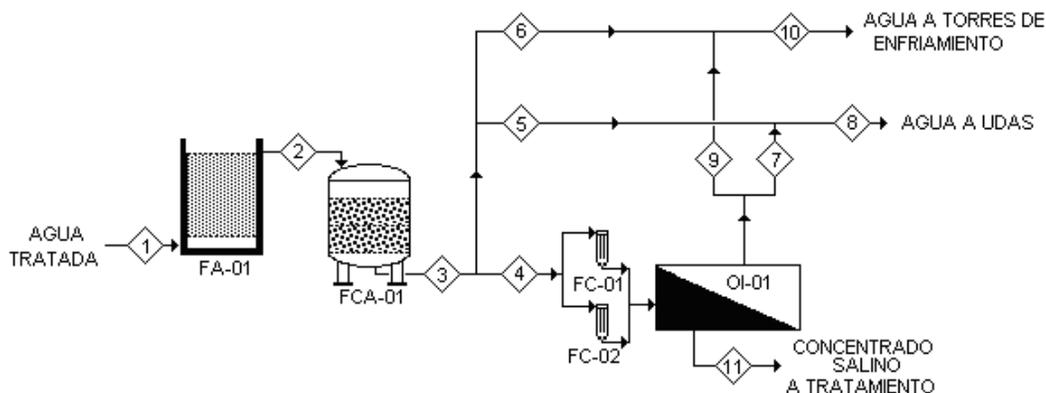


Figura 3.7 Opción 3B. Alimentación parcial a ósmosis inversa y combinación de corrientes



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

En esta opción se consideró una recuperación de agua alimentada al sistema de ósmosis inversa del 75%. En este caso para obtener la calidad de agua especificada para las UDAS se propuso mezclar 550.8 m³/h (153 L/s) del permeado de ósmosis inversa con 169.2 m³/h (47 L/s) de agua que no fue alimentada al sistema de ósmosis inversa para posteriormente almacenarse en un tanque y alimentarse a las plantas desmineralizadoras actuales. El rechazo de ósmosis inversa (349.2 m³/h de concentrado salino) se combinaría con el agua que se comprometió enviar al municipio. La otra parte de agua sin alimentar a ósmosis inversa 586.8 (163 L/s) se combinaría con el resto del permeado de ósmosis inversa 493.2 (137 L/s), de esta combinación de corrientes se obtendrían 1080 m³/h (300 L/s) cuya calidad cumpliría con las especificaciones de calidad para las torres de enfriamiento.

Con este tren de tratamiento se lograría la calidad especificada para torres de enfriamiento (corriente 10) y UDAS (corriente 8) sin tener que alimentar el flujo completo de agua al sistema de OI y eliminando por completo el proceso de suavización con cal. La calidad esperada, así como los flujos a mezclarse se encuentran en la tabla 3.19

Tabla 3.19 Balance de materia de combinación de corrientes a ósmosis inversa

Parámetro	Unidad	1,2,3	4	5	6	7	8	9	10	11
Flujo	m ³ /h (L/s)	1789. 2 (597)	1400 (389)	169.2 (47)	586.8 (163)	550.8 (153)	720 (200)	493.2 (137)	1080 (300)	349.2 (97)
pH		7	7	7.8	7	6.19	6.57	5.54	6.33	7.28
Sodio	mg/L	110	110	110	110	2.48	27.75	2.9	61.09	431.5
Dureza Total	mg CaCO ₃ / L	429.7	429.7	188.95	188.95	1.5	45.55	1.74	103.4 6	559.17
Calcio	mg CaCO ₃ / L	256.0 3	256.0 3	140.3	140.3	1.11	33.82	1.29	76.82	314.13
Magnesio	mg CaCO ₃ / L	173.7	173.7	48.65	48.65	0.39	11.73	0.45	26.64	245.04
Alcalinidad	mg CaCO ₃ / L	295	295	367.71	367.71	8.11	92.62	9.52	204.1 4	816.44
Cloruros	mg/L	200	200	200.94	200.94	1.78	48.58	2.09	110.1 3	449.75



**EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS
SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO**

Sulfatos	mg/L	200	200	200.94	200.94	0.89	47.90	1.05	109.66	450.43
Silice	mg/L	17.16	17.16	25	25	0.14	5.98	0.14	13.65	56.02
SDT	mg/L	75	3	1095.84	1095.84	17.56	270.96	17.56	603.43	2447.24
Conductividad	µS/cm	1550	1550	1712.25	1712.25	27.4375	423.37	27.4375	942.85	3823.81

En esta opción se propone que el sistema de osmosis inversa conste de dos módulos, cada módulo estaría formado por tres unidades de osmosis inversa capaces de producir un flujo de permeado de 525 m³/h (146 L/s) considerando una unidad en espera por limpieza o mantenimiento. El flujo total de permeado de ambos módulos sería de 1050 m³/h. Con ayuda del software Rosa versión 7.2.7 se obtuvieron las características de presión y número de elementos del sistema de osmosis inversa, así como el consumo estimado de energía, ver tabla 3.20.

Tabla 3.20 Características de cada tren de osmosis inversa

Flujo de alimentación m ³ /h	350
Presión de alimentación (KPa)	880
Factor de flujo	0.85
No de elementos etapa 1	240
No de elementos etapa 2	176
Potencia (KW)	107.98
Energía Especifica KWh/m ³	0.41

En la tabla 3.21 se muestran los aspectos técnicos que se deben considerar para la selección de esta opción de tratamiento. De estos, destacan que al no tener un tratamiento previo de suavización se tendría un agua con un alto potencial incrustante, lo que podría ocasionar incrustación en la membrana de osmosis inversa.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Tabla 3.21 Aspectos técnicos del sistema de OI con combinación de corrientes

	Osmosis Inversa
Variables que afectan el proceso	<p>El pH de alimentación</p> <p>Aumento de los sólidos disueltos en la alimentación</p> <p>Temperatura de la alimentación</p>
Sustancias químicas	<p>H₂SO₄ al 98% para ajuste d pH y regeneración de resinas</p> <p>NaOH, Biocida</p> <p>Antiincrustante</p> <p>Solución de limpieza de membranas</p>
Mantenimiento	<p>Cambio de filtros cartucho</p> <p>Mantenimiento de Bombas de alta presión</p> <p>Limpieza Química</p> <p>Rotación de membranas</p> <p>Cambio de membranas</p>
Generación de Desechos	<p>Concentrado salino de osmosis inversa</p> <p>Membranas usadas</p> <p>Filtros cartuchos usados</p>
Ventajas	<p>Se cumple con la calidad de agua sin el uso de la suavización química</p> <p>Aunque se produce una corriente de desecho con una alta concentración de sales, se puede disponer de esta mezclándola con el resto del agua que se enviará al municipio o descargar al río, ya que actualmente la normatividad mexicana no regula el contenido de sólidos disueltos.</p> <p>Se obtiene una calidad de agua similar al que se alimenta actualmente a las UDAS. Por lo que se cumple con las características de diseño de estos equipos y el funcionamiento permanece constante.</p>
Limitaciones	<p>Se requiere una eliminación completa de los SST y partículas coloidales, ya que estas sustancias pueden ensuciar y obstruir los poros de la membrana.</p> <p>No se elimina por completo el uso de químicos ya que se requieren para limpiar continuamente la membrana</p> <p>El factor de flujo disminuye conforme el tiempo de operación de la instalación por lo que se requiere un reemplazo frecuente. Los costos asociados a este sistema se deben principalmente por los costos de sustitución de la membrana.</p> <p>La presión de alimentación aumenta cuando disminuye el Factor de Flujo por lo que los costos de energía aumentan. No son constantes.</p> <p>La calidad del permeado disminuye al aumentar la temperatura.</p> <p>Se requiere un mayor suministro de agua que la opción de OI con suavización química.</p> <p>Se produce una mayor cantidad de agua de rechazo que en la opción de osmosis inversa con suavización.</p>



3.3.2 Evaluación económica

La evaluación económica de un proyecto constituye una metodología válida para determinar la conveniencia de arriesgar o no recursos en ese proyecto, esto permite asignar de manera óptima los recursos y evaluar la capacidad de pago que tendría el proyecto y en consecuencia la viabilidad de recuperar los fondos otorgados.

La evaluación de las opciones de acondicionamiento de agua consistió en estudiar ciertos indicadores económicos para determinar la conveniencia económica de cada una de las opciones planteadas anteriormente. Entre los indicadores analizados se encuentran, la tasa interna de retorno (TIR), en términos económicos éste indicador representa la tasa de interés o porcentaje que se gana sobre el saldo no recuperado de una inversión. Otro indicador utilizado fue el periodo de recuperación de la inversión (PRI), el cual permite medir el plazo de tiempo que se requiere para que los flujos netos de efectivo de una inversión recuperen su costo o inversión inicial.

Para el cálculo de los indicadores económicos mencionados anteriormente se consideraron las siguientes premisas:

- Horizonte de proyecto de 20 años.
- Tasa de descuento del 12%.
- Se considera una duración de construcción del proyecto de 24 meses.
- Respecto a los costos de inversión de cada una de las alternativas de tratamiento, se tomaron en cuenta únicamente el costo de los equipos principales.
- En los costos de operación se consideran los correspondientes a mano de obra, mantenimiento, energía eléctrica y consumo de reactivos. Los precios utilizados concuerdan con los existentes en el mercado nacional y, en el caso del mantenimiento, se estimó en un 3% de la inversión de capital fijo.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

- Se consideran ingresos anuales por ahorro del consumo del servicio de extracción de agua cruda para proceso por 2160 m³/h (600 L/s) con un consumo anual (330 días) de 17.1 millones de m³/año. El precio de dicho servicio es de 6.107 \$MN/m³.
- Para el cálculo del costo total de tratamiento por m³ de agua tratada se incluyó el costo por amortización.

En la tabla 3.22 se muestra el costo del equipo principal para cada una de las alternativas propuestas, así como si cumplen con la calidad de agua tanto a torres de enfriamiento y UDAS.

Tabla 3.22 Desglose de costos de equipo principal y calidad de agua

Equipo principal	Calidad a Torres	Calidad a UDAS	Costo en Millones de Pesos
OPCIÓN 1. Pretratamiento Simple (PS)			
Equipo de Suavización	si	no	4.5
Sistema de Filtración (con arena y carbón activado)			15.6
OPCIÓN 2. PS e Intercambio Iónico			
Pretratamiento Simple	si	si	20.1
Unidades de Intercambio Iónico @200 L/s			14.5
OPCIÓN 3A. PS y Ósmosis Inversa (OI)			
Pretratamiento Simple	si	si	20.1
Equipo de Ósmosis Inversa @200 L/s (agua permeada)			43.5
OPCIÓN 3B. Filtración y OI parcial (agua a T.E. y UDAS)			
Sistema de Filtración	si	si	15.6
Equipo de Ósmosis Inversa @290 L/s (agua permeada)			61.4

Como se observa en la tabla 3.22 la opción 1 para el tratamiento terciario no es factible técnicamente dado que mediante dicha opción no se cumplen las especificaciones de calidad de agua para alimentación a UDAS. Una vez



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

descartada esa opción, se efectuó el análisis financiero de las opciones restantes que son técnicamente factibles, y se muestra en la tabla 3.23.

Tabla 3.23 Costo de agua tratada y análisis financiero para cada opción de tratamiento

Costos	Opciones de tratamiento técnicamente factibles		
	2	3A	3B
Costo de operación \$M.N./m ³	1.72	1.74	1.59
Costo total \$M.N./m ³	2.00	2.08	1.95
Periodo de Recuperación de la Inversión (PRI)	3.4 años	4 años	4 años
TIR (%)	24.2	20.8	19.4



4. Método multicriterio Promethee-Gaia

Cuando existe un conjunto finito de soluciones factibles que son conocidas desde el principio del proceso tendremos un problema de evaluación multicriterio. El análisis multicriterio es una herramienta que permite a un individuo o grupo de individuos decisores elegir la mejor alternativa de entre varias soluciones factibles sujetas a varios criterios o atributos que pueden ser tangibles o intangibles.

La amplia variedad de métodos multicriterios difieren en: la aplicación y computo de los pesos asignados a los criterios o atributos, el algoritmo matemático utilizado, el modelo para describir el sistema de preferencias de los individuos frente a la toma de decisiones, el nivel de incertidumbre incorporada en el conjunto de datos y finalmente la habilidad para que los decisores participen en el proceso.

Hay diferentes métodos de análisis multicriterio, en este trabajo se describirá la metodología Pomethee-GAIA, la cual se utilizará para la evaluación de las opciones de tratamiento de agua.

4.1 Método Promethee-Gaia utilizado en el software Decision Lab (Brans, 1995).

La metodología Promethee-Gaia es una metodología multicriterio que ha sido desarrollada por Jean-Pierre Brans and Bertrand Mareschal. Esta consiste en establecer una relación de superioridad entre las distintas alternativas, mediante el desarrollo de las siguientes etapas (Brans, 1985):

a) Definición del criterio

En esta etapa se requiere que a cada criterio f_j se le asocie un criterio generalizado, $p_j(x)$, el cual medirá la preferencia de una alternativa a respecto a una b como una función de la diferencia entre evaluaciones, $f_j(a) - f_j(b)$.



b) Construcción del índice de preferencia multicriterio

La etapa siguiente consiste en definir un índice de preferencia multicriterio, $\pi(a,b)$, que mida el nivel en que **a** es preferido a **b** en cada uno de los criterios:

$$\pi(a, b) = \sum_{j=1}^k W_j P_j(a, b) \quad \text{Ecuación 4.1}$$

Dónde $w_j > 0$ ($j=1, \dots, k$) es el peso de importancia asociado al criterio j , siendo $\sum_j^w w_j = 1$

c) Jerarquización

Se consideran dos flujos de ordenación, positivo y negativo, que reflejan cuanto una alternativa i domina o es dominada por las restantes, y que se definen respectivamente del siguiente modo:

$$\Phi_i^- = \frac{1}{n-1} \sum_{x \in A} \pi(i, x) \quad \text{Ecuación 4.2}$$

$$\Phi_i^+ = \frac{1}{n-1} \sum_{x \in A} \pi(x, i) \quad \text{Ecuación 4.3}$$

El flujo positivo representa el carácter dominante de una alternativa, su superioridad, por ello será mejor aquella alternativa que tenga un flujo positivo mayor.

El flujo negativo representa la debilidad de una alternativa, en tanto es dominada por las demás, así será mejor aquella alternativa que tenga un flujo negativo más pequeño.

Esta metodología ha sido implementada en un software llamado Decision Lab, el cual ha sido desarrollado por la compañía Canadiense Visual Decision. Este software construye matrices como la tabla 4.1, dónde $a_1, a_2, \dots, a_i, \dots, a_n$ son n alternativas potenciales y $f_1, f_2, \dots, f_j, \dots, f_k$ son los diferentes criterios de evaluación.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Tabla 4.1 Matriz multicriterio

a_1	f_1	f_2	f_l	f_k
a_2					

a_i					
a_n					

Para construir el índice de preferencia multicriterio, el software requiere que se defina una función de preferencia específica para cada criterio. Con el propósito de ayudar al decisor en la selección de tales funciones de preferencia se han propuesto algunos tipos básicos (Brans, 1995). El decisor es quien define cuál de los diferentes tipos va a usar y el valor a asignar a los umbrales correspondientes. Hay disponibles 5 diferentes tipos de funciones en el software: lineal, forma V, forma U, Gaussiana y general. A partir de esta información, el software Decision Lab (Promethee & GAIA) calcula los flujos de preferencia positivos y negativos de cada una de las alternativas. El flujo positivo expresa cuanto una alternativa es dominante sobre las otras, y el flujo negativo cuanto esta alternativa es dominada por las otras. Basado en estos flujos, se obtiene la jerarquización parcial conocida como evaluación Promethee I, pudiéndose producir incomparabilidades entre alternativas. Usualmente, dos alternativas a y b son incomparables cuando a es buena bajo un conjunto de criterios para los cuales b es débil e inversamente, b es buena bajo otro conjunto de criterios para los cuales a es débil. Dado que la información correspondiente a ambos tipos de flujos no es consistente, parece natural considerar a las alternativas como incomparables. Por ejemplo, en el caso de la figura 4.1 se muestra claramente que al considerar el mismo factor de peso para todas las alternativas, la denominada CNM domina a todas las otras y parece ser la mejor.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

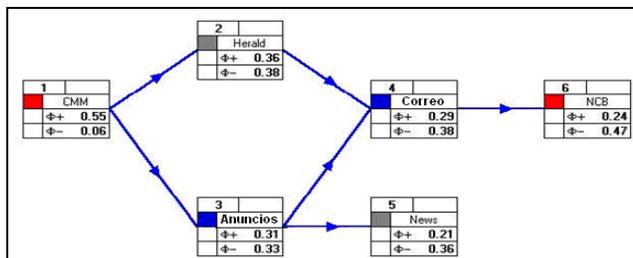


Figura 4.1 Jerarquización parcial de Promethee I

Por otro lado, el software puede realizar un balance sobre los dos flujos de preferencia (positivo y negativo) y proporcionar una jerarquización completa denominada evaluación Promethee II (figura 4.2). Finalmente ambas evaluaciones Promethee I y Promethee II ayudan al tomador de decisiones a finalizar la selección de la mejor alternativa.

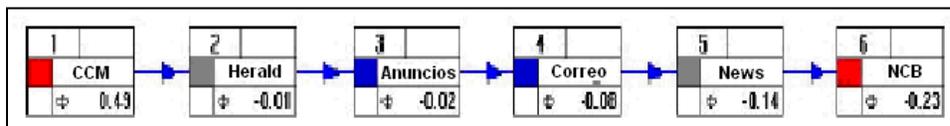


Figura 4.2 Jerarquización con Promethee II

Obviamente las jerarquizaciones del Promethee I y II son influenciadas por los pesos asignados a cada uno de los criterios. Una característica especial del software son los llamados pesos variantes, (figura 4.3) que permiten modificar los pesos y observar el resultado de las modificaciones en la jerarquización del Promethee I. Para la siguiente distribución de pesos (12, 40, 12, 22, 14) uno observa fácilmente que la opción CMM todavía domina a las otras alternativas, su posición como la mejor alternativa parece ser muy estable. Esta herramienta permite hacer un análisis de sensibilidad y observar el efecto que tiene la variación de pesos en cada una de las alternativas sobre la jerarquización.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

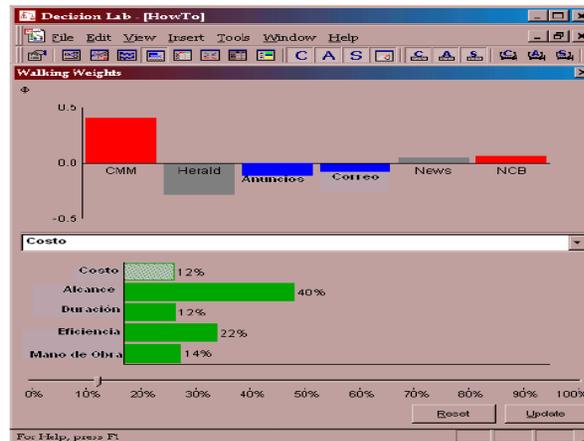


Figura 4.3 Distribución de Pesos

Además de la evaluación Promethee I y Promethee, el software, es capaz de representar la información relativa a un problema de decisión que incluye k criterios en un espacio k -dimensional, conocido como plano GAIA. Las alternativas están representadas por los puntos, y los criterios por los ejes. En la figura 4.4, los criterios que expresan preferencias similares en los datos están orientados en la misma dirección y los criterios en conflicto apuntan hacia direcciones opuestas. La proyección del vector de pesos en el plano GAIA corresponde a otro eje (π , el eje de decisión de Promethee) que muestra la dirección de las alternativas que resulta de la asignación de los pesos a cada criterio. Cuando los pesos son modificados, la posición de las alternativas permanece igual, sólo el eje de decisión π cambia. Los movimientos del vector corresponden a las modificaciones de los pesos y son desplegados directamente en una vista 3D.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

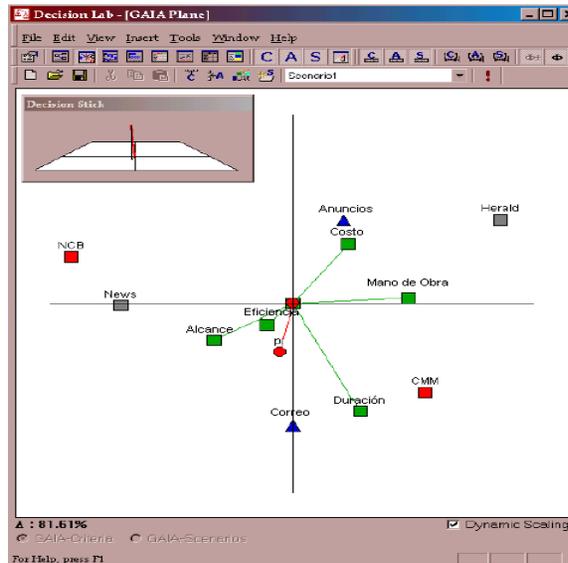


Figura 4.4 Plano GAIA.

4.2 Aplicación del método multicriterio Promethee Gaia en la evaluación de alternativas de tratamiento de agua

La aplicación del método multicriterio Promethee Gaia en la evaluación de las alternativas de tratamiento de agua propuestas en este trabajo se realizó mediante el desarrollo de las siguientes etapas.

4.2.1 Identificación de las alternativas.

Para identificar las alternativas se realizó una búsqueda de información para conocer los sistemas de tratamiento de agua avanzados. En base a la investigación realizada se propusieron 4 opciones de tratamiento las cuales se describen a continuación:



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

1. Construcción de un sistema de pretratamiento simple (conformado por suavización y sistema de filtración rápida con arena y adsorción con carbón activado).
2. Construcción de un sistema de pretratamiento simple e intercambio iónico.
3. Ósmosis inversa
 - 3.1 Construcción de un sistema de pretratamiento simple, ósmosis inversa.
 - 3.2 Construcción de un sistema de filtración con arena y carbón activado con alimentación parcial a Ósmosis inversa y combinación de corrientes.

4.2.2 Identificación y selección de los criterios de juicio

En esta etapa del análisis multicriterio, se establecieron los criterios mediante los cuales se evalúan las alternativas. Para establecer los criterios del sistema de estudio se tomaron en cuenta los siguientes factores.

- Los criterios debían definirse antes de realizar el análisis
- Los criterios no debían ser redundantes, aunque probablemente podría existir cierta relación entre ellos.
- Los criterios deben ser cuantificables

4.2.3 Establecimiento de umbrales preferencia

Una vez establecidos los criterios, se establecieron los umbrales de preferencia con la finalidad de tomar en cuenta las desviaciones entre los criterios y eliminar los efectos escalares. Se definió una función de preferencia $P(a,b)$ que indica el grado de preferencia o de superación de “a respecto de b” al ser evaluada bajo el conjunto de criterios.

Los tipos de criterios generalizados propuestos originalmente en los métodos Promethee son:



1. Criterio usual, verdadero o criterio tipo I: en este criterio no se requiere la definición de umbrales.
2. Criterio en forma de U o criterio tipo II: debe definirse un umbral de indiferencia q .
3. Criterio en forma de V o criterio tipo III: debe definirse un umbral de preferencia p .
4. Criterio escalonado o criterio tipo IV: requiere la definición de dos umbrales, uno de indiferencia q y otro de preferencia p .
5. Criterio lineal con área de indiferencia o criterio tipo V: requiere la definición de un umbral de indiferencia q y de otro umbral de preferencia p .
6. Criterio Gaussiano o criterio tipo VI: debe definirse un umbral σ , normalmente comprendido entre q y p , y que corresponde a la desviación típica.

4.2.4 Asignación de pesos a cada uno de los criterios.

Una vez seleccionada la función de preferencia, se estableció el factor de peso de cada criterio, el cual refleja la importancia relativa de cada uno de ellos. En este estudio como primera evaluación, se asignó un factor de peso igual para cada uno de los criterios fijados. Posteriormente se variaron los pesos, para ver el efecto sobre la evaluación y jerarquización de las opciones. Además, el software requiere que se indique si el criterio se va a maximizar o minimizar durante la evaluación.



4.2.5 Evaluación de las alternativas

Una vez fijados, los criterios y su factor de peso, así como las funciones de preferencia. Se realizó la evaluación de la matriz de comparación de alternativas con ayuda del programa de computo Decisión Lab, 2000 versión académica, que permite el cálculo de 60 evaluaciones como máximo y es particularmente destinada a usos didácticos.

Además se realizaron evaluaciones de las alternativas variando los pesos, para ver el efecto sobre la jerarquización de las alternativas.



5. Resultados del análisis multicriterio Prometee-Gaia

De acuerdo con el análisis financiero y los balances donde se muestra la calidad que se espera obtener en las diferentes alternativas, se tomaron como únicas opciones viables la opción 2, opción 3a, 3b, la opción 1 quedó descartada por que no se cumple técnicamente con las especificaciones de calidad para UDAS.

En la tabla 5.1 se muestra la matriz multicriterio, como se puede ver en esta tabla se incluyen como criterios la calidad de agua a torres de enfriamiento y la calidad de agua a UDAS las cuales fueron calificadas con un valor de 0 a 100 tomando en cuenta en cuánto superan la calidad especificada para cada caso, el costo total, costo de equipo principal y costo de operación expresado en pesos mexicanos por metro cúbico de agua, así como el tiempo de recuperación expresado en años, estos últimos 4 criterios fueron minimizados. Se ha asignado un valor de peso igual a cada criterio como una primera evaluación.

Tabla 5.1 Matriz multicriterio del sistema de estudio

Alternativas	Criterios de selección					
	Calidad de Agua a Torres de enfriamiento	Calidad de agua a UDAS	Costo total \$M.N/m ³	Costo de equipo principal (Millones de pesos)	Costo de operación \$M.N/m ³	Tiempo de recuperación de la inversión
2	87	100	2	34.6	1.72	3.4 años
3a	85	95	2.08	63.6	1.74	4 años
3b	100	86	1.95	77	1.59	4 años

De acuerdo con la información de la tabla anterior los flujos de preferencia se muestran en la figura 5.1, los flujos positivos muestran cuánto una alternativa es dominante sobre la otra y el flujo negativo cuánto una alternativa es dominada por las otras.



Figura 5.1 Jerarquización Parcial (Promethee I) del sistema de estudio



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

En la figura anterior, la alternativa que domina a todas las otras es la opción 2. En la figura 5.2 se muestra una jerarquización completa como resultado del balance entre los flujos positivos y negativos; cuanto mayor sea el flujo neto mejor será la alternativa en cuestión.

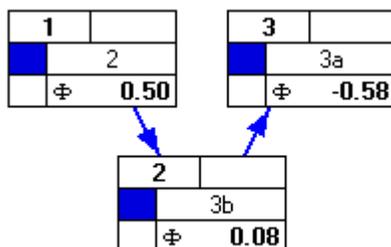


Figura 5.2 Jerarquización Promethee II del sistema de estudio

Cada una de las jerarquizaciones mostradas anteriormente es influenciada por los pesos asignados a cada criterio y parecen indicar que la mejor alternativa es la opción 2. Esto se debe a que la opción 2 presenta costos de operación fijos menores que la opción 3b, y esta última es mejor en los costos de operación que la opción 3a. Si se considera que una vez que se recupere la inversión, lo que realmente importa son los costos de operación, se puede hacer una evaluación modificando los pesos y dándole mayor importancia a los costos de operación, los resultados se muestran en la figura 5.3

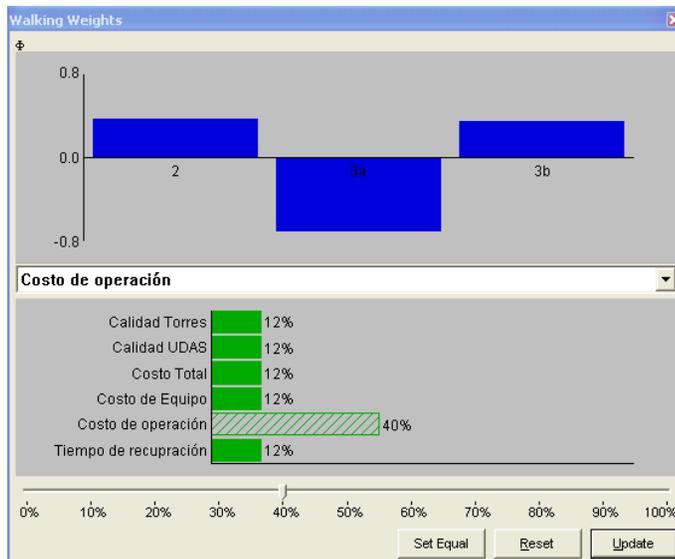


Figura 5.3 Variación de pesos con opciones incomparables



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

De acuerdo con la figura anterior al variar los pesos la mejor opción puede cambiar. En este caso la opción 2 y opción 3b muestran flujos de preferencia similares por lo que no pueden ser comparadas. Si se aumenta aún más el peso del criterio del costo de operación, la mejor alternativa es la opción 3b, figura 5.4 y figura 5.5

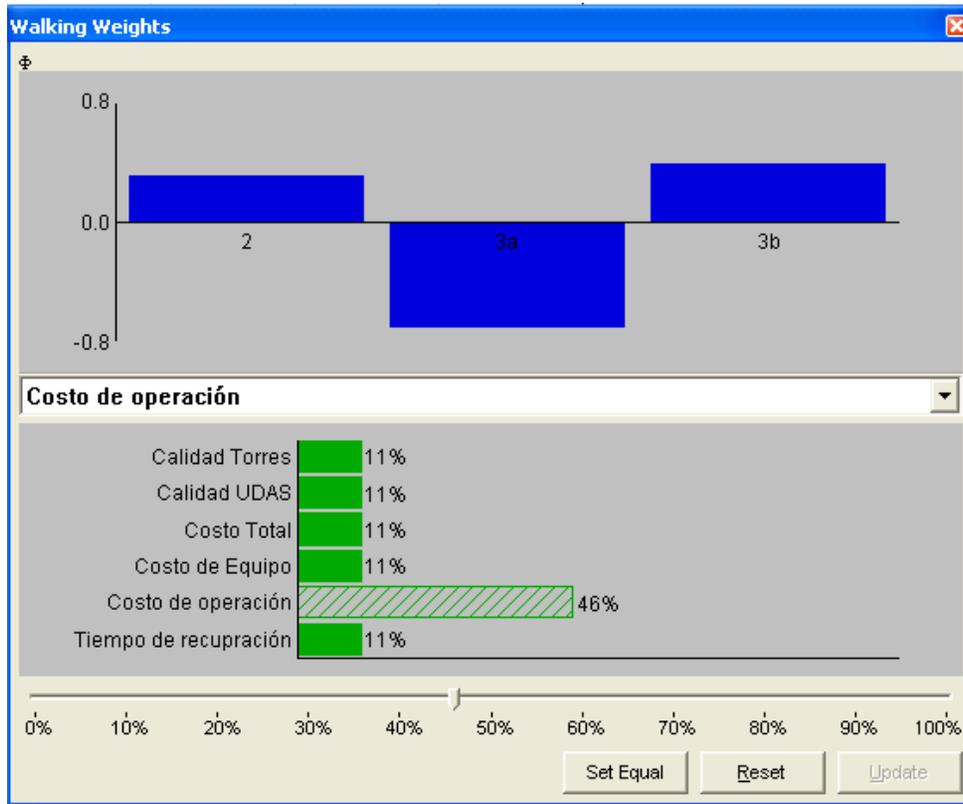


Figura 5.4 Aumento en el valor del peso en el criterio de costo de operación

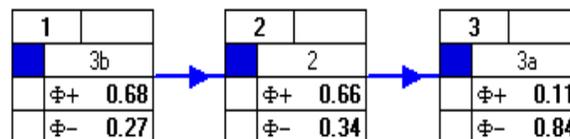


Figura 5.5 Nueva Jerarquización completa (Promete II)



6. Conclusiones

De las opciones propuestas únicamente el pre-tratamiento simple con intercambio iónico, la ósmosis inversa simple y la osmosis con combinación de corrientes son capaces de cumplir con las especificaciones de calidad para UDAS y torres de enfriamiento del sistema de estudio.

La única forma en que el pre-tratamiento simple pudiera cumplir con las especificaciones de agua, es que la calidad del efluente del tratamiento biológico supere la calidad especificada o bien se acepte que las UDAS actuales operen con una desviación en la conductividad del agua del 14% y por consiguiente una disminución de las horas de operación.

Desde el punto de vista técnico, la producción de agua de mejor calidad a la requerida en las opciones de suavización química acompañada de un sistema de intercambio iónico u osmosis inversa hacen que posteriormente sea innecesario el uso completo del sistema de desmineralización actual de la refinería, por lo que no se cumple la premisa de aprovechar estos equipos ya instalados. Pese a esto, si se selecciona alguna de estas alternativas, la principal diferencia que hay que considerar desde el punto de vista técnico, es la gran cantidad de agua de rechazo que se produce en la osmosis inversa y en el caso de la osmosis con combinación de corrientes, el uso de un agua de alimentación con una alta tendencia a la incrustación.

En cuanto a la evaluación multicriterio, los resultados muestran que al considerar el mismo factor de preferencia en cada uno de los criterios, las alternativas tienen flujos de preferencia muy similares, siendo la opción 2 la mejor jerarquizada. Posteriormente, al evaluar las alternativas con un factor de preferencia mayor por lo costos de operación, las alternativas 2 y 3b resultan incomparables debido a que la opción 2 es una buena opción bajo un conjunto de criterios como la calidad a



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

UDAS, costo del equipo principal y tiempo de recuperación de la inversión, para los cuales la opción 3b es débil, e inversamente la opción 3b es buena opción bajo los criterios de calidad de agua a torres de enfriamiento, costo total y costos de operación para los cuales la opción 2 es débil. Al respecto, el método sólo proporciona información para que el tomador de decisiones defina cuál es la mejor opción. Finalmente se incrementó el factor de peso para el criterio de costos de operación hasta lograr que alguna opción tuviera un flujo neto superior sobre las otras alternativas, el factor de peso alcanzado fue de 42% y el método eligió como la mejor alternativa la opción 3b.



7. Referencias

Aarne P. V., (2003). Wastewater Treatment Plant Design. IWA Publishing, GB.

Adin A. and Rebhun M. (1974) High Rate Contact Flocculation Filtration With Cationic Polyelectrolytes, Journal AWWA 66, 2, Pag. 109 -117.

Applebaum, S. B. (1968). Demineralizacion by ion exchange in water treatment and chemical processing of other liquids. Academic, New York.

Bahadori A., (2013). Essentials of Water Systems Design in the Oil, Gas, and Chemical Processing Industries, Springer, Lismore, Australia.

Bartram J., Ballance, R. (1996). Water monitoring a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes, Editorial Spon, London.

Boening, P.H., Beckmann, D.D and Snoeyink, V.L. (1980). Activates Carbon vs Resin Adsorption of Humic Substances, Journal American Water Works Association, 80, pp 54-59.

Brans, J.P.; Mareschal, B. (1995): "The PROMETHEE-GAIA: decision support system for multicriterio investigations". Revista Latino Ibérico-Americana de Investigación Operativa. Centrum Voor Statistiek en Operationeel Onderzoek

Brans, J. P., Mareschal, B. y Vincke, P. H. (1984): "PROMETHEE: a new family of outranking methods in multicriteria analysis", en: J. P. Brans (ed.), Operational Research '84, North-Holland, pp. 477-490.

Buecker B. (2000). Fundamentals of Steam Generation Chemistry, Penn Well Corporation, USA.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Cech T. V. (2009). Principles of Water Resources: History, Development, Management, and Policy (3a edición). John Wiley and Sons Inc, USA.

Chapman, D., Kimstach, V. A. (1998). Water quality assessment of the former sovietic union. E & F. IV. Spon, London.

Comisión Nacional del Agua (2010), Estadísticas del Agua en México 2011. México.

Comisión Nacional del Agua (2011), Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. México.

Cooling Tower Institute (2004), Cooling Tower Operation and Maintenance for improved Energy Efficiency, USA. Disponible en: www.cti.or

Curkovic L., Cerjan-Stefanovic S, Filipan, T. (1997). Metal Ion Exchange by Natural and Modified Zeolitas. Wat. Res. Vol. 31. No. 6 Pag. 1379-1382.

Davis M. L., Cornelli D.A. (1998), Introduction to Environmental Engineering (3a edición), McGraw Hill, New York.

Departamento Técnico de Filtros B Marte, (2004). Filtro autolimpiante para agua . Tecnología del Agua, No. 250, Pag. 68-70.

Dow Chemical USA. (2000). Fundamentals of Ion Exchange. Disponible en: <http://www.dow.com/liquidseps>.

Elshazly A.H, Konsowa A. (2003). Removal of nickel ions from wastewater using a cation-exchange resin in a batch-stirred tank reactor Desalination, Volume 158, Issues 1–3, Pag. 189-193.



General Electric Company (2012) Handbook of Industrial Water Treatment.

Disponible en: <http://www.gewater.com/handbook/index.jsp>.

Gómez M., Plaza F., Garralon G., Pérez J., Gómez M. A. (2007). A comparative study of tertiary wastewater treatment by Physico-Chemical-UV process and macrofiltration–ultrafiltration technologies, Desalination Volume 202, Issues 1–3, Pag. 369-376.

Greenlee L. F, Lawler D.F., Freeman B. D., Marrot B., Moulin P. (2009) Reverse Osmosis Desalination: Water sources, technology, and today's challenges, Water Research, Volume 43, Issue 9, May 2009, Pag. 2317-2348.

Hamrouni B. and Dhabi, M. (2001). Analytical aspects of silica in saline water: Application to desalination of brackish waters. Desalination, Vol. 136, Pag. 225-226.

Harland C. E. (1994). Ion Exchange: Theory and Practice (2da Edición). The Royal Society of Chemistry, UK.

Henry J. G, Heinke G.W. (1999), Ingeniería Ambiental (2da edición), Prentice Hall. México

Hensley J.C. (2006). Cooling Tower Fundamentals (2da edición), Spx Cooling Technologies, Inc., Kansas, USA.

Iller R.K., (1979). The Chemistry of silica: Solubility Polymerization, Colloid and surface properties, and Biochemistry., Wiley, New York.

Ipieca (2010). Operations Good Practice Series, Petroleum refining water/wastewater use and management, UK.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Jorgensen S. E., Libor O. and Graber, K.L. (1976) Ammonia removal by use of clinoptilolite. *Wat, Res.* 10, 213-224.

Koros W.J., Shimidzu J. (1996) Terminology for membranes and membrane processes (IUPAC Recommendation, 1996), *J. Mem. Sci.*, Vol. 120, Pag. 149-159.

Kucera, J. (2010) *Reverse Osmosis, Industrial Applications and Process*; Ed. Wiley Massachusetts, USA.

Madaeni S.S., Mohamamdi T. (2001) Chemical cleaning of reverse osmosis membranes, *Desalination*, Vol.139, Pag. 77-82.

Marsh H., Rodriguez F. (2006), *Activated Carbon*, Elsevier Science & Technology Books.

Marshall W.L. (1980). Amorphous silica solubilities—I. Behavior in aqueous sodium nitrate solutions; 25–300°C, 0–6 molal,. *Geochimica et Cosmochimica Acta* Vol. 44, Issue 7, Pag. 907-913p.

Masarwa A., Meyerstein D., Daltrophe N., Kedem O. (1997) Compact accelerated precipitation softening (CAPS) as pretreatment for membrane desalination II. Lime softening with concomitant removal of silica and heavy metals, *Desalination*, Vol. 113, Issue 1, Pag. 73-84.

Matilainen A., Vieno N., Tuhkanen T. (2006) Efficiency of the activated carbon filtration in the natural organic matter removal. *Environment International*, Volume 32, Issue 3, Pag. 324-331.

Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4 edición). Macgraw Hill.



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Ngo H.H., and. Vigneswaran S, (1995). Application of Floating medium filter in water and wastewater treatment with contact-flocculation filtration arrangement, Water Research, Vol. 29 No. 9 Pag. 2211-2213.

Oren Y., Katz V., Daltrophe N.C (2001). Improved compact accelerated precipitation softening (CAPS), Desalination, Volume 139, Issues 1–3, Pag. 155-159.

Owen D.M, Amy GL, Chowdhury Z.K, Paode R., McCoy G., Viscosil K. (2001). NOM characterization and treatability, J Am Water Works Assoc; Pag.865-73.

Pizzi N. G., (2003). Principles and practices of water supply operations series (4ta edición). Denver, USA., American Water Works Association.

Parkson, Treating Water Right, Filtro Dynasand®. Disponible en: <http://www.parkson.com/sites/default/files/documents/document-dynasand-brochure-spanish-429.pdf>

Ramalho, R. S. (1996). Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverte, Barcelona, España.

Rautenbach R., Vossenkaul K., Linn T., Katz T. (1997) Waste water treatment by membrane processes. New development in ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis. Desalination, Vol. 108, Issues 1–3, Pag. 247-253.

Ravazzini A.M., Van Nieuwenhuijzen A.F., Van der Graaf J.H.M.J. (2005) Direct ultrafiltration of municipal wastewater: Comparison between filtration of raw sewage and primary clarifier effluent, Desalination, Volume 178, Issues 1–3, Pag. 51-62.

Rengaraj S, Yeon K., Moon S. (2001). Removal of chromium from water and wastewater by ion exchange resins. Journal of Hazardous Materials, Volume 87, Issues 1–3, 12 Pag. 273-287.



Richards P. A., Reynolds T.D. (1996) Unit operations and processes in environmental engineering (2da edición), PWS Pub. Co., Boston.

Rigola M. L. (1990). Tratamiento de aguas industriales: Aguas de proceso y residuales, Alfaomega, Barcelona, España.

Sivasankar B. (2008), Engineering Chemistry, Tata McGraw Hill, New Delhi.

Skogley, E. O., Doberman, A. (1996). Synthetic Ion Resin: Soil and environmental studies, Journal of Environmental Quality, Vol. 25, Pag. 13-24.

Sundarakumar R. (1996). Pilot Scale Study On Floating Media Filtration For Surface Water Treatment, Asian Institute of Technology School of Environmental, and Resources Development, Bangkok, Thailand.

Tae C. K., (2003). Multicriteria Decision Methods An Attempt to Evaluate and Unify, Mathematical and Computer Modelling, Vol. 37 pp. 1099-1119.

Twort A. C. (2000), Water Supply (5ta Edición), Arnold IWA Publishing, London.

Weber W. J., Jr.,(2003). Control de la calidad del agua: Procesos Físicoquímicos, Reverté, Barcelona.

Weber W.J. Jr., LeBoeuf E.J. (1999). Process for Advanced Treatment of Water, Wat. Sci. Tech. Vol. 40, No. 4-5 pp. 11-19.

Zagarodni A. A. (2007). Ion exchange Materials: Properties and applications. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.



8. Apéndice

8.1 Método para el cálculo del índice de Langelier (LSI)

$$LSI = pH_A - pH_S \quad \text{Ecuación 8.1}$$

pH_A = pH del agua

pH_S = pH de saturación o pH al cual se logra el equilibrio de $CaCO_3$ en el agua

$$pH_S = (9.3 + A + B) - (C + D) \quad \text{Ecuación 8.2}$$

Donde:

$$A = \frac{(\log[SDT] - 1)}{10} \quad \text{Ecuación 8.3}$$

$$B = -13.2 * \log(T^0C + 273) + 34.5 \quad \text{Ecuación 8.4}$$

$$C = \log(Ca^{2+}) \text{ como } CaCO_3 \quad \text{Ecuación 8.5}$$

$$D = \log(\text{Alcalinidad como } CaCO_3) \quad \text{Ecuación 8.6}$$

8.2 Cálculos para obtener el consumo de reactivos y producción de lodos

Tabla 8.1 Dureza de calcio y magnesio expresada en meq/L

Parámetro	Símbolo	mg($CaCO_3$)/L	mg/L	Peso equivalente (meq/mg)	(meq/L)
Dureza Calcio	DCa	350	140	20	7
Dureza Magnesio	DMg	200	48.80	12.2	4
Alcalinidad	A	300	366	61	6



**EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS
SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO**

Tabla 8.2 Distribución de dureza carbonatada y no carbonatada en el agua de estudio

Parámetro	Descripción	Fórmula	meq/L
DT	Dureza Total	DCa+DMg	11
DC	Dureza Carbonatada	DC=(Alcalinidad) si la DT>Alcalinidad	6
DNC	Dureza No Carbonatada	DNC= DT-DC	5
DCCa	Dureza Carbonatada de Calcio	DCCa=DC si la Dca>DC	6
DNCCa	Dureza No Carbonatada de Calcio	DNCCa=DCa- DCCa	1
DCMg	Dureza Carbonatada de Magnesio	DCMg=DC-DCCa	0
DNCMg	Dureza No Carbonatada de Magnesio	DNCMg=DMg- DCMg	4

En la tabla 8.3 se muestra la dosis de cal requerida, calculada a partir de las reacciones de suavización mostradas en la tabla 2.10 del capítulo de antecedentes. Es decir, para remover 1 meq/L de dureza carbonatada de calcio es necesario añadir 1 meq/L de cal. En la tabla 8.4 se muestran las dosis de cal y carbonato de sodio en mg/L.

Tabla 8.3 Dosis de cal y carbonato de sodio requeridas

Especies	Relación de dosis meq/meq estequiometrica		Relación de dosis meq/meq para el sistema de estudio	
	CaO (meq/L)	Na ₂ (CO ₃) (meq/L)	CaO (meq/L)	Na ₂ (CO ₃) (meq/L)
CO ₂	1	0	0	0
DCCa	1	0	6	0
DNCCa	0	1	0	1
DCMg	2	0	0	0
DNCMg	1	1	2	2
Total			8	3

Nota: Se consideró la remoción de 2 meq/L de dureza no carbonatada de magnesio



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Tabla 8.4. Dosis de cal y carbonato de sodio calculadas.

Químico	meq/L	meq/mg	mg/L
CaO	8	28	224
Na ₂ (CO ₃)	3	53	159

Otro factor importante, que debe considerarse en la selección de este proceso, es la generación de lodos. Estos se calcularon a partir de la siguiente ecuación (HDR Engineering Inc, 2001):

$$S = 8.34 \times Q \times [2(\text{Ca}) + 2.6(\text{Mg}) + 0.44(\text{Alum}) + 2.9(\text{Fe}) + \text{SS} + \text{P}] \quad \text{Ecuación 8.7}$$

Dónde:

Q=Flujo en MGD (miles de galones por día)

Ca=Dureza de calcio removida en mg/L como CaCO₃

Mg= Dureza de magnesio removida en mg/L como CaCO₃

Alum= Dosis de Aluminio en mg/L

Fe= Dosis de Fierro

SS=Sólidos suspendidos en el influente de agua, mg/L

S=Lodos producidos, libras de sólidos secos por día

P=Dosis de polimero

En la tabla 8.5 se resumen los calculos y los resultados obtenidos.

Tabla 8.5 Lodos producidos en el proceso de suavización en frio

Q (MGD)	11.52
DCa _{inicial} (mg/L como CaCO ₃)	350
DMg _{inicial} (mg/L como CaCO ₃)	200
DCa _{final} (mg/L como CaCO ₃)	35
Mg _{final} (mg/L como CaCO ₃)	100
DCa removida (mg/L como CaCO ₃)	315
DMg removida (mg/L como CaCO ₃)	100
Alum (mg/L)	0



EVALUACIÓN DE OPCIONES DE TRATAMIENTO DE AGUAS SIDUALES MUNICIPALES MEDIANTE EL ANALISIS MULTICRITERIO

Fe (mg/L)	0
SS (mg/L)	75
P (mg/L)	0
S (lb/d)	99439.49
S (Ton/d)	45.14

Nota: Durante la suavización solo se añade cal y carbonato de sodio.