



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

**SELECCIÓN DEL PRETRATAMIENTO A APLICAR AL PROCESO DE
ÓSMOSIS INVERSA PARA LA DESALACIÓN DE AGUA DE MAR**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO QUÍMICO

P R E S E N T A

ALEJANDRO ORTIZ VÁZQUEZ

MÉXICO, D.F.

2009





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: Profesor: Rodolfo Torres Barrera

VOCAL: Profesor: Alfonso Durán Moreno

SECRETARIO: Profesor: Rosa María Ramírez Zamora

1er. SUPLENTE: Profesor: Georgina Fernández Villagómez

2° SUPLENTE: Profesor: José Agustín García Reynoso

**SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA: COORDINACIÓN DE INGENIERÍA
AMBIENTAL, INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNAM.**

ASESOR DEL TEMA: ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA

SUSTENTANTE: ALEJANDRO ORTIZ VÁZQUEZ

Agradecimientos

A la **Universidad Nacional Autónoma de México** por permitirme realizar mis estudios y formar parte de una gran institución.

A la **Facultad de Química de la UNAM** por permitirme realizar esta licenciatura.

A **mis profesores de licenciatura** por sus enseñanzas y consejos.

Al **Instituto de Ingeniería UNAM** por facilitar sus instalaciones para la realización de este trabajo.

A la **Dra. Rosa María Ramírez Zamora** por su apoyo, confianza, consejos, paciencia y tiempo para la realización de este proyecto.

Al **Dr. Gerardo Hiriart Le Bert** por la oportunidad de formar parte de su equipo de trabajo y por el apoyo económico para la realización de esta tesis.

A **mi familia**, por sus consejos y por el apoyo brindado para hacer esta tesis, sin ustedes esto no se hubiera logrado.

A **mis compañeros** del Instituto de Ingeniería, por su apoyo.

ÍNDICE	
ÍNDICE	4
ÍNDICE DE TABLAS	7
ÍNDICE DE FIGURAS	9
ABREVIATURAS	11
RESUMEN	15
INTRODUCCIÓN	17
OBJETIVO GENERAL	19
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19
CAPÍTULO 1.- MARCO TEÓRICO	20
1.1 LA PROBLEMÁTICA Y USOS DEL AGUA	20
1.1.1 Distribución del agua en el planeta	20
1.1.2. Grado de presión sobre el recurso del agua	21
1.1.3 Situación en México	22
1.1.3.1 Índice de estrés del agua	22
1.1.3.2 Distribución de los usos del agua	22
1.1.3.3 Futuro del agua	24
1.2 PANORAMA DE LA DESALACIÓN	25
1.2.1 Demanda prevista para la desalación	25
1.2.2 Tecnologías de desalación	26
1.2.3 Aplicación de los procesos de desalación	28
1.3 DESALACIÓN CON ÓSMOSIS INVERSA	30
1.3.1 Generalidades del proceso de Ósmosis Inversa	30
1.3.2 Fundamentos del proceso de ósmosis inversa	33
1.3.3 Polarización de la membrana	35
1.3.4 Membranas de ósmosis inversa	36

1.3.5 Elementos de un módulo de membranas	39
1.3.6 Limpieza de la membrana	41
1.4 FACTORES LIMITANTES DEL PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA	43
1.4.1 Deterioro de la membrana	44
1.4.2 Mecanismos de bloqueo en membrana	45
1.4.3 Contaminantes que causan ensuciamiento de las membranas	46
1.4.3.1 Contaminantes físicos	47
1.4.3.2 Ensuciamiento biológico (Biofouling)	48
1.4.3.3 Contaminantes químicos inorgánicos disueltos	49
1.4.3.4 Contaminantes químicos orgánicos	50
1.5 PRINCIPALES PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA DE MAR	51
1.5.1 Caracterización del agua cruda	51
1.5.2 Predicción del ensuciamiento de membranas	54
1.5.2.1 Índice de Densidad de Ensuciamiento	54
1.5.2.2 Predicción de la contaminación biológica (bioensuciamiento)	55
1.6 PRETRATAMIENTOS APLICADOS AL INFLUENTE DE LA ÓSMOSIS INVERSA	56
1.6.1 Pretratamiento Convencional	58
1.6.2 Pretratamiento no convencional con membranas	61
1.7 POSTRATAMIENTO	65
1.7.1 Remineralización y recarbonación	67
1.7.2 Disolución de hidróxido de calcio con dióxido de carbono	67
1.7.3 Disolución de piedra caliza con dióxido de carbono	68
1.7.4 Desinfección del agua desalada producida	69
1.8 IMPACTO AMBIENTAL DE LOS PROCESOS DE DESALACIÓN	69
1.9 REQUERIMIENTOS DE ENERGÍA Y COSTO DE LA DESALACIÓN CON OI	73
1.9.1 Necesidad energética	73

1.9.2 Costo de la desalación con ósmosis inversa	75
1.9.3 Costo de los productos químicos	75
1.9.4 Comparación de costos del pretratamiento convencional y con membranas	76
CAPÍTULO 2.- METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	80
2.1 PROGRAMA DE MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DE AGUA CRUDA DE MAR	80
2.2 PRESELECCIÓN DE LOS DOS PRETRATAMIENTOS TÉCNICAMENTE MÁS VIABLES REPORTADOS EN LITERATURA PARA EL PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA (OI)	81
2.3 PRUEBAS EN LABORATORIO DE LOS DOS PRETRATAMIENTOS PRESELECCIONADOS PARA LA OI	82
2.3.1 Materiales y reactivos	82
2.3.1.1 Agua de mar	82
2.3.1.2 Reactivos de ajuste de pH, precloración, coagulación-floculación y decloración	82
2.3.2 Sistemas y Técnicas experimentales aplicados en las pruebas de laboratorio de los dos pretratamientos convencionales preseleccionados	83
2.3.3 Técnicas analíticas empleadas en la aplicación de los pretratamientos	87
2.4 ESTIMACIÓN ECONÓMICA DE LOS REACTIVOS QUÍMICOS APLICADOS EN LOS PRETRATAMIENTOS PRESELECCIONADOS	90
2.5 SELECCIÓN DEL MEJOR PRETRATAMIENTO A APLICAR, A PARTIR DE LOS DOS PRESELECCIONADOS, CON BASE EN EL VALOR DE SDI DEL EFLUENTE DE CADA PRETRATAMIENTO	90
CAPITULO 3.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	91
3.1 PROGRAMA DE MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DE AGUA CRUDA DE MAR	91
3.2 PRESELECCIÓN DE LOS DOS PRETRATAMIENTOS TÉCNICAMENTE MÁS VIABLES REPORTADOS EN LITERATURA PARA EL PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA (OI)	95
3.3 PRUEBAS EN LABORATORIO PARA LA DETERMINACIÓN DE LOS TIPOS Y DOSIS MÁS EFICIENTES DE REACTIVOS DE CADA PROCESO INTEGRANTE DEL PRETRATAMIENTO CONVENCIONAL SIN Y CON COAGULACIÓN: AGUA CRUDA CON MODERADA CONTAMINACIÓN	98
3.3.1 Ajuste de pH: moderada contaminación	98
3.3.2 Pruebas de precloración: moderada contaminación	99

3.3.3 Pruebas de coagulación: moderada contaminación	100
3.4 PRUEBAS EN LABORATORIO PARA LA DETERMINACIÓN DE LOS TIPOS Y DOSIS MÁS EFICIENTES DE REACTIVOS DE CADA PROCESO INTEGRANTE DEL PRETRATAMIENTO CONVENCIONAL SIN Y CON COAGULACIÓN: AGUA CRUDA CON ALTA CONTAMINACIÓN	102
3.4.1 Pruebas de precloración: alta contaminación	102
3.4.2 Pruebas de coagulación: alta contaminación	104
3.4.3 Pruebas de filtración directa: alta contaminación	106
3.5 COMPARACIÓN DE LOS PRETRATAMIENTOS EVALUADOS: AGUA CRUDA DE MAR CON ALTA CONTAMINACIÓN	108
3.6 ESTIMACIÓN DE LOS COSTOS DE LOS PRETRATAMIENTOS APLICADOS.	112
3.7 SELECCIÓN DEL MEJOR PRETRATAMIENTO DE AGUA CRUDA DE MAR PARA DESALACIÓN POR EL PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA	113
Capitulo 4.- Conclusiones y Recomendaciones	114
BIBLIOGRAFÍA	118
ANEXOS	122
ANEXO A. AGUA EN MÉXICO	122
ANEXO B. PROCESOS DE PRETRATAMIENTOS DE AGUA PARA ÓSMOSIS INVERSA	125
ANEXO C. METODOLOGÍA DE MEDICIÓN DE PARÁMETROS EVALUADOS	131
ANEXO D. PREPARACIÓN DE LAS SOLUCIONES EMPLEADAS	133
ANEXO E. CÁLCULOS EMPLEADOS EN LA DETERMINACIÓN DEL SDI	134
ANEXO F. CALIDAD BACTERIOLÓGICA EN DIFERENTES PLAYAS DEL OCÉANO PACIFICO	135
ANEXO G. ANÁLISIS BIBLIOGRÁFICOS DE LOS PRETRATAMIENTOS	137

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 Usos consuntivos, según el origen del tipo de fuente de extracción (CNA, 2008).	23
Tabla 1.2 Tecnologías aplicadas en la desalación (Fritzmann et al., 2007).	27
Tabla 1.3 Caracterización del contenido de sal en el agua de alimentación (Fritzmann et al., 2007).	28
Tabla 1.4 Comparación de datos operacionales entre las tecnologías de desalación térmica y la basada en membranas (Fritzmann et al., 2007).	31
Tabla 1.5 Influencia del pH en el tiempo de vida de una membrana de acetato de celulosa para ósmosis inversa (Fritzmann et al., 2007).	38
Tabla 1.6 Condiciones de resistencia de las membranas (Fritzmann et al., 2007).	39
Tabla 1.7 Ventajas y desventajas de los módulos de membranas en espiral (Fritzmann et al., 2007).	40
Tabla 1.8 Soluciones de limpieza de membranas de OI y sus aplicaciones (Fritzmann et al., 2007).	43
Tabla 1.9 Productos de solubilidad de sales seleccionadas en agua pura a 298 K (Fritzmann et al., 2007).	53
Tabla 1.10 Definición, condiciones e indicaciones para la determinación del SDI (Fritzmann et al., 2007).	55
Tabla 1.11 Dosis de reactivos químicos aplicados en la planta híbrida de desalación de Al Fujairah (EAU) (Fritzmann et al., 2007).	61
Tabla 1.12 Parámetros para evaluar la eficiencia del pretratamiento en la planta híbrida de desalación de Al Fujairah (EAU) (Fritzmann et al., 2007).	61
Tabla 1.13 Calidad del agua de alimentación del mar mediterráneo (Fritzmann et al., 2007).	63
Tabla 1.14 Comparación del impacto del pretratamiento con UF en una planta de OI para la desalación de agua de mar (Fritzmann et al., 2007).	65
Tabla 1.15 Diversos límites para algunos parámetros para agua potable (Fritzmann et al., 2007, NOM-127-SSA1-1994).	66
Tabla 1.16 Revisión de los efectos adversos al medio ambiente asociados a los procesos de desalación (Fritzmann et al., 2007).	70
Tabla 1.17 Resumen del (a) pretratamiento y (b) postratamiento químico aplicado en la desalación de agua de mar (Fritzmann et al., 2007).	72

Tabla 1.18 Consumo específico de químicos y costos para la planta de desalación de Al-Fujairah (Fritzmann et al., 2007).	76
Tabla 1.19 Condiciones asumidas para realizar la comparación de costos del sistema de OI con dos pretratamientos (Wolf et al., 2005).	77
Tabla 1.20 Comparación de costos específicos de inversión para pretratamiento con UF y convencional para la OI (Wolf et al., 2005).	77
Tabla 1.21 Costos de operación para pretratamiento con UF y convencional para la OI (Fritzmann et al., 2007).	78
Tabla 2.1 Características de los coagulantes utilizados en la etapa de coagulación-floculación.	82
Tabla 2.2 Características de los medios filtrantes utilizados.	86
Tabla 2.3 Filtros utilizados y medios filtrantes.	87
Tabla 2.4 Resumen de las técnicas analíticas empleadas en la caracterización del agua de mar cruda y del efluente del pretratamiento aplicado.	88
Tabla 3.1 Características fisicoquímicas de las muestras de agua de mar de Acapulco colectadas en diferentes fechas y de las reportadas para otras regiones en el mundo.	92
Tabla 3.2 Valores de SDI medidos en laboratorio de las dos primeras muestras de agua de mar de Acapulco colectadas en este estudio.	93
Tabla 3.3 Matriz de decisión multicriterios para la determinación de la factibilidad técnica de los pretratamientos reportados en literatura para la ósmosis inversa.	96
Tabla 3.4 Dosis más eficientes de tres coagulantes evaluados y los valores residuales de turbiedad y color en los efluentes pretratados (Agua cruda valores promedio: Turbiedad 14.9 UTN, Color 2.04 Pt-Co).	102
Tabla 3.5 Costos de tres coagulantes evaluados para el pretratamiento agua cruda de mar de Acapulco colectada en septiembre de 2008.	102
Tabla 3.6 Dosis más eficientes de coagulantes con los dos tipos de ácidos	106
Tabla 3.7 Altura de los medios filtrantes utilizados en la etapa de filtración	108
Tabla 3.8 Pruebas realizadas para el tratamiento convencional y la filtración directa	109
Tabla 3.9 Costo de los químicos involucrados en los pretratamientos aplicados.	112
Tabla 3.10 Costo según el tipo de pretratamiento aplicado, el cual involucra solamente la adquisición de las sustancias químicas, con base en las dosis obtenidas.	113

Tabla A1.1 Plantas potabilizadoras en operación, por región hidrológico-administrativa.	122
Tabla A1.2 Principales procesos de potabilización aplicados en plantas de México.	123
Tabla A1.3 Norma Oficial Mexicana que establece los límites permisibles de la calidad del agua.	123
Tabla A1.4 Normas de la Secretaria de Salud que involucran al agua para su uso y consumo humano.	124
Tabla B1.1 Concentración de HOCl dependiendo del valor de pH, temperatura y salinidad.	127
Tabla G1.1 Valores de dosis de reactivos químicos reportados para el tren del pretratamiento convencional con coagulación.	137
Tabla AG.2 Intervalos de trabajos propuestos para dosis de reactivos químicos en el pretratamiento convencional con y sin coagulación.	138

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Porcentaje y ubicación de la distribución del agua en el planeta (CNA, 2008).	20
Figura 1.2 Índice de estrés del agua para países europeos e Israel (Fritzmman et al., 2007).	21
Figura 1.3 Porcentaje del volumen de agua concesionado para usos consuntivos (CNA, 2008).	23
Figura 1.4 Crecimiento esperado de la capacidad de desalación alrededor del mundo (Fritzmman et al., 2007).	26
Figura 1.5 Porción del mercado de las diferentes tecnologías de desalación para agua de mar en Europa. Plantas con una capacidad > 700 m ³ /d fueron consideradas (Fritzmman et al., 2007).	27
Figura 1.6 Costo relativo de la producción de agua de la electrodiálisis y otras tecnologías (Fritzmman et al., 2007).	29
Figura 1.7 Capacidades de separación mediante diversos procesos de separación (Fritzmman et al., 2007).	32
Figura 1.8 Polarización de la membrana debida a la concentración de los solutos (Fritzmman et al., 2007).	36
Figura 1.9 Membranas asimétricas integral y compuesta (Fritzmman et al., 2007).	37
Figura 1.10 Flujo a través de un módulo de membranas en espiral (Fritzmman et al., 2007).	41
Figura 1.11 Sistema típico de limpieza de membrana (Fritzmman et al., 2007).	42
Figura 1.12 Factores limitantes de la desalación por ósmosis inversa (Fritzmman et al., 2007).	44
Figura 1.13 Etapas del incrustamiento en membranas de ósmosis inversa (Fritzmman et al., 2007).	46
Figura 1.14 Esquema simplificado del proceso de pretratamiento convencional (Fritzmman et al., 2007).	57
Figura 1.15. Avances en el aprovechamiento del consumo de energía en los procesos de desalación con OI (Fritzmman et al., 2007).	74
Figura 1.16 Consumo energético para diferentes etapas del proceso para una planta en Tenerife, España (Fritzmman et al., 2007).	74
Figura 1.17 Distribución del costo del agua en una planta SWRO (Fritzmman et al., 2007).	75
Figura 2.1 Mapa del sitio de muestreo en la Playa Condesa, Acapulco, Guerrero, México.	80

Figura 2.2 Diagrama de bloques de los dos pretratamientos preseleccionados para realizar pruebas en laboratorio.	83
Figura 2.2 Aparato para la medición del índice SDI.	88
Figura 3.1 Valores de SDI5 en agua cruda de mar	93
Figura 3.2 Valores de color y turbiedad en el agua cruda de mar en diferentes fechas de muestreo en Acapulco.	94
Figura 3.3 Curva de neutralización de 100 mL de agua cruda de mar de Acapulco utilizando los dos tipos de ácido evaluados para el ajuste de pH.	99
Figura 3.4 Cloro libre residual presente en agua cruda de mar en función de la dosis aplicada de hipoclorito de sodio.	100
Figura 3.5 Gráficas de a) color y b) turbiedad residual en prueba de jarras para agua de mar con moderada contaminación.	101
Figura 3.6 Cloro libre residual a la 0.5 hora de reacción, en función de la dosis aplicada de hipoclorito de sodio, a) con ajuste de pH aplicando ácido sulfúrico y diferente coagulante, b) con ajuste de pH aplicando diferente ácido.	104
Figura 3.7 Valores residuales de turbiedad (a) y color (b) en prueba de jarras para el pretratamiento convencional con coagulación aplicando cada etapa del tren de manera secuencial.	106
Figura 3.8 Remoción de parámetros en pruebas de filtración con agua de mar.	107
Figura 3.9 Valores residuales de turbiedad y color después de aplicados los pretratamientos a agua cruda de mar con alta contaminación.	109
Figura 3.10 Porcentaje de remoción de turbiedad y color después de aplicar los pretratamientos a agua cruda de mar con alta contaminación.	110
Figura 3.11 Valores de SDI5 con 100 mL (a) y 500 mL (b) de volumen de medición, en la aplicación de los pretratamientos a agua cruda de mar con alta contaminación (agua cruda de mar valor promedio SDI5 19.5).	111

ABREVIATURAS

A	Valor Alto
Å	Angstrom
Al	Aluminio
$Al_2(OH)_xCl_{6-x}$	Policloruro de aluminio
$Al_2(SO_4)_3$	Sulfato de aluminio.
AOC	Concentración del carbón orgánico del inglés asimilable organic carbon
APHA	American Public Health Association (Asociación Americana de Salud Pública)
ASTM	Sociedad americana para pruebas y materiales del inglés American Society for Testing and Materials
ATP	Adenosintrifosfato
B	Valor Bajo
$BaSO_4$	Sulfato de bario
BFR	Tasa de formación de biofilm del inglés Biofilm Formation Rate
BOOT	Build, own, operate, transfer (Construir, apropiar, operar y transferir)
Br^-	Bromuro
BWRO	Brackish Water Reverse Osmosis (Ósmosis inversa de aguas salobres)
C	Concentración total de los solutos
C	Convencional
C_B	Concentración del ión positivo bajo condiciones de saturación
CA	Acetato de celulosa del inglés Cellulose acetate
C_A	Concentración del ión negativo en condiciones de saturación
$Ca(OH)_2$	Hidróxido de calcio
Ca^{2+}	Calcio
$CaCO_3$	Carbonato de calcio
CaF_2	Fluoruro de calcio
$CaSO_4$	Sulfato de calcio
C_F	Concentración en la alimentación
Cl_2	Cloro molecular
c_m	Concentración en la superficie de la membrana
CO_2	Dióxido de carbono
CO_3^{2-}	Carbonatos
COD	Carbón orgánico disuelto
CONAGUA	Comisión nacional del agua
COT	Carbón orgánico total
C_P	Concentración en el permeado
CT	Células totales
d	día
EAU	Emiratos Árabes Unidos

ED	Electrodialisis
FAD	Flotación con aire disuelto
Fe	Hierro
Fe ₂ (SO ₄) ₃	Sulfato de hierro
FeCl ₃	Cloruro férrico
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
H ₃ PO ₄	Ácido fosfórico
HCl	Ácido clorhídrico
HOBBr	Ácido hipobromoso
HOCl	Ácido hipocloroso
i	Parámetro de disociación
INEGI	Instituto Nacional de Estadística y Geografía
k	Coefficiente de transferencia de masa
K	Kelvin
kDa	Kilodaltones
km	kilómetros
km ³	Kilómetros cúbicos
kPa	Kilopascales
kWh/m ³	Kilowatts hora/metro cúbico
LAN	Ley de Aguas Nacionales
LSI	Langelier Saturation index (Índice de saturación de Langelier)
M	Valor Medio
m ³ /s	Metros cúbicos sobre segundo
MED	Destilación multiefecto del inglés Multi-Effect Distillation
MF	Microfiltración
MFI	Índice de Ensuciamiento Modificado
Mg ²⁺	Magnesio
mm ²	Milímetros cuadrados
Mn	Manganeso
ms/cm	Milisiem sobre centímetro
MSF	Destilación flash multietapas del inglés Multi-stage flash distillation
mV	Milivoltios
n.r.	No reportado
Na ₂ CO ₃	Carbonato de sodio
Na ₂ S ₂ O ₄	Hidrosulfito de sódio
Na ₂ S ₂ O ₅	Bisulfito de sodio
Na ₄ EDTA	Acetato tetrasódico 2-[2-(biscarboxilatometilamino)etil(carboxilatometil)amino]
NaCl	Cloruro de sodio
Na-DS	Dodecil sulfato de sódio
NaOCl	Hipoclorito de sodio
NaOH	Hidróxido de sodio
NF	Nanofiltración
NH ₂ SO ₃ H	Ácido sulfámico

n_s	Moles totales de los solutos en solución
OCl^-	Iones hipoclorito
OI	Ósmosis inversa
OMS	Organización mundial de la salud
PP	Planta piloto
PD	Planta de desalación
ppb	Parte por billón
ppm	Parte por millón
psi	Libra sobre pulgada cuadrada
PVC	Policloruro de vinilo
R	Constante de los gases ideales.
REPDA	Registro público de derechos de agua
rpm	Revoluciones por minuto
SDI	Silt density index (Índice de densidad de ensuciamiento)
SDT	Sólidos disueltos totales
SHMP	Sodiohexametáfosfato
SO_4^{2-}	Sulfatos
SP	Producto de solubilidad
SWM	Spiral Wound Module (Módulo de enrollamiento en espiral)
SWRO	Sea Water Reverse Osmosis (Ósmosis inversa para agua de mar)
T	temperatura
t_1 :	tiempo de filtración para el volumen 1
T_{15}	Tiempo en 15 min
$T_{15(5)}$	Tiempo de la prueba: medida desde el inicio de la filtración 1 al inicio de la filtración 2
t_2	tiempo de filtración para el volumen 2
T_5	Tiempo en 5 min
t_f	tiempo final
TFC	Thin Film Composite (Membrana compuesta de película delgada)
t_i	tiempo inicial
t_T	tiempo total
TWh	Terawatts hora
U Pt-Co	Unidades platino-cobalto
UF	Ultrafiltración
UTN	Unidades de turbiedad nefelométricas
UV	Ultravioleta
V	Volumen del solvente
V_b	Volumen molar del agua
VCD	Vapour compression distillation (Destilación por compresión de vapor)
x_w	Fracción mol del agua
π	Presión osmótica
Φ	Factor de corrección

$\mu\text{s/cm}$	Microsiem sobre centímetro
$\$/\text{m}^3$	Dólares sobre metro cúbico
$\text{€-cent}/\text{m}^3$	Centavo de euro sobre metro cúbico
Δp	Diferencia de presión
$\Delta\pi$	Diferencia de presión osmótica
μm	Micrómetros

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo es seleccionar el pretratamiento más eficiente para el proceso de ósmosis inversa para la desalación de agua de mar. Esta tesis se divide en cinco capítulos principales: Marco Teórico; Metodología Experimental; Resultados y Discusión y por último Conclusiones y Recomendaciones.

En el Capítulo 1 se presenta el marco teórico que expone la información necesaria para delimitar la problemática asociada a la escasez de agua y la necesidad de evaluar procesos alternativos para la desalación de agua de mar, particularmente la ósmosis inversa. Se detallan factores limitantes y parámetros involucrados en el proceso de ósmosis inversa, lo cual lleva a la necesidad de implementar pretratamientos que garanticen el buen funcionamiento del proceso de desalación. Se encuentra también información sobre el impacto ambiental y el costo de dicho proceso.

En el Capítulo 2, se exponen las etapas que e constituyen la metodología experimental aplicada en este trabajo: 1) Programa de muestreo y caracterización de agua cruda de mar; 2) Preselección de los dos pretratamientos técnicamente más viables reportados en literatura para el proceso de ósmosis inversa; 3) Pruebas en laboratorio de los dos pretratamientos preseleccionados para la ósmosis inversa; 4) Selección del mejor pretratamiento a aplicar, a partir de los dos preseleccionados, con base en el valor de SDI del efluente de cada pretratamiento.

En el Capítulo 3, se presenta la discusión de los resultados obtenidos en las cinco etapas experimentales de este estudio. De manera general, los resultados indicaron lo siguiente: en tres muestras agua de mar colectadas en Acapulco en diferentes épocas, se determinaron índices de densidad de ensuciamiento (SDI) de 4.45, 4.5 y 20, lo cual indica respectivamente una moderada y una alta contaminación, y de acuerdo a criterios de fabricantes de equipos de ósmosis inversa es necesario aplicar un pretratamiento para tener una adecuada vida útil de las membranas. Debido a que el pretratamiento convencional (ajuste de pH-precloración- sin y con coagulación-floculación-filtración dual-decloración-antincrustante) es muy eficiente para la remoción de

contaminantes no disueltos y de los más aplicados (15 reportes respecto a 28 identificados a nivel mundial), se seleccionó en este estudio para evaluarlo. Las pruebas realizadas indicaron por una parte que, para el agua de mar que presentó moderada contaminación (SDI_{15} de 4.45), que el mejor coagulante fue el sulfato de aluminio y, para el agua con alta contaminación (SDI_5 de 20) el cloruro férrico funcionó mejor. Por otra parte, para el agua con contaminación moderada el pretratamiento convencional con coagulación requirió moderadas dosis de cloro (1.5 ppm de NaOCl) y de coagulante ($Al_2(SO_4)_3$, 1.5 ppm) en contraste, para el agua con alta contaminación las dosis fueron significativamente superiores respecto a las anteriores.

Finalmente, en el Capítulo 4, con base en los resultados obtenidos, se presentan las conclusiones elaboradas para los objetivos planteados. Para el objetivo general se concluyó que, el pretratamiento convencional con y sin coagulación permitió obtener un agua tratada adecuada para ser alimentada al proceso de ósmosis inversa, solamente cuando la contaminación presente fue moderada. Sin embargo, cuando la concentración fue alta, ninguno de los pretratamientos aplicados fue eficiente en cuanto a la disminución del valor de SDI, aunque el pretratamiento convencional proporcionó mejores resultados que la filtración directa.

INTRODUCCIÓN

El uso del proceso de desalación de agua de mar ha aumentado a nivel mundial ya que constituye una alternativa para resolver los problemas de escasez de agua, que presentan diversas zonas del mundo. El problema de la falta de agua ocurre generalmente en regiones áridas, pero también se presenta en sitios donde el uso del agua se caracteriza por un mal manejo entre el abastecimiento de agua y la demanda de la misma. Además, la contaminación y la explotación del agua subterránea y superficial han conducido a una disminución de la cantidad y calidad de los recursos de agua naturales disponibles en muchas regiones (Fritzmann *et al.*, 2007). En México este problema se presenta principalmente en la zona centro y noroeste del país, donde la disponibilidad del agua es menor respecto a otras regiones, condicionando el desarrollo, generando problemas sociales y amenazando el bienestar general de dichas zonas (CNA, 2008).

La alternativa de utilizar el proceso desalación de agua de mar para satisfacer la demanda de agua potable de la población, tiene la ventaja de proporcionar una alta calidad, tal que puede ser consumida por el ser humano. Las tecnologías de desalación han tenido un avance considerable en los últimos años, permitiendo reducir los costos de inversión, el consumo energético y el impacto ambiental y por lo tanto permitiendo que la producción de agua salada sea más barata. El proceso de desalación se basa principalmente en la separación de las sales disueltas contenidas en el agua de mar y debido a su alta concentración no permiten el aprovechamiento del vital líquido.

En general los procesos de desalación se pueden clasificar, por su mecanismo de separación, como procesos térmicos y procesos de membrana. Los primeros utilizan calor para evaporar el agua, separando las sales presentes, para después condensarla. Los segundos se basan en la separación mediante una membrana semipermeable, donde el líquido se difunde a través de ésta, mientras las sales quedan retenidas. Aproximadamente el 70% de la capacidad instalada de desalación en Europa utiliza la tecnología de la Ósmosis Inversa, la cual mediante la aplicación de una diferencia de presión sobre una membrana semipermeable, realiza la separación de las sales disueltas (Fritzmann *et al.*, 2007).

Un problema que se presenta en el proceso de ósmosis inversa es la tendencia que tiene la membrana al ensuciamiento, debido a la presencia de partículas coloidales, incrustamiento de minerales y contaminantes biológicos. Esto ocasiona una importante caída de presión así como una disminución en el flujo del agua tratada y en la capacidad de rechazo de las sales. Por esto, es necesario un procedimiento de limpieza de la membrana a determinados intervalos de tiempo.

Debido a esta problemática, es necesario implementar un pretratamiento al influente de la ósmosis inversa que proporcionará una mejor calidad del agua, para garantizar el buen funcionamiento y operación del proceso de desalación. Los pretratamientos que se aplican en su mayor parte son del tipo convencional (ajuste de pH-precloración-coagulación-floculación-filtración-decloración-antincrustante) y proporcionan una calidad similar a los pretratamientos con membranas, estos últimos se aplican en menor medida e incluso en combinación con los procesos convencionales. El pretratamiento convencional requiere de mayor dosificación de productos químicos, mientras que los procesos de membrana, que se utilizan con aguas más contaminadas, requieren de un retrolavado para remover el ensuciamiento presente (Fritzmann *et al.*, 2007). Respecto al costo de implementar determinado tipo de pretratamiento, se han realizado estudios donde se estima que los costos de inversión para un pretratamiento convencional son comparables al de un pretratamiento con membranas (Wolf *et al.*, 2005, Côte *et al.*, 2005) La elección del pretratamiento a aplicar se basa principalmente en la caracterización del agua de mar del sitio de estudio, la cual nos proporciona información del nivel de contaminación. Otros factores referentes al sitio de estudio (disponibilidad de espacio, materiales, servicios etc.), fluctuación de la calidad del agua de mar y la posibilidad de florecimiento de algas, deben ser considerados también para realizar esta selección. Con base en la problemática presentada en este estudio se plantean los objetivos que se presentan a continuación.

OBJETIVO GENERAL

Determinar el pretratamiento más eficiente del proceso de ósmosis inversa para la desalación de un agua de mar, con base en pruebas de laboratorio.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Preseleccionar los dos pretratamientos más eficientes del proceso de ósmosis inversa para la desalación de agua de mar reportados a nivel mundial, con base en un programa de caracterización de un agua de mar y los estudios reportados sobre el tema.
2. Determinar, a nivel de laboratorio, las mejores dosis de reactivos de cada uno de los procesos que integran los dos trenes preseleccionados de pretratamiento.
3. Comparar la eficiencia de los dos pretratamientos evaluados, con base en los valores cuantificados del índice de densidad de ensuciamiento (SDI), color y turbiedad.
4. Estimar los costos de reactivos químicos de los dos pretratamientos evaluados en laboratorio.
5. Establecer el pretratamiento más eficiente para el proceso de ósmosis inversa en la desalación de agua de mar.

CAPÍTULO 1.- MARCO TEÓRICO

1.1 La problemática y usos del agua

1.1.1 Distribución del agua en el planeta

El promedio anual de agua disponible en el mundo es de aproximadamente 1 386 millones de kilómetros cúbicos (km³), de los cuales el 97.5 % es agua salada y sólo el 2.5% es agua dulce, es decir 35 millones de km³. De esta cantidad, el 70% no está disponible para consumo humano ya que se encuentra en glaciares, en nieve y en hielo. Del agua que se puede disponer para consumo humano, solo una pequeña porción se encuentra en lagos, ríos, humedad del suelo y depósitos subterráneos relativamente poco profundos, que se renuevan con la infiltración. Mucha del agua con potencial de consumo se encuentra en zonas alejadas de la población, lo cual dificulta en gran medida su utilización. La figura 1.1 muestra la distribución del agua en términos de ubicación y porcentaje disponible (CNA, 2008).

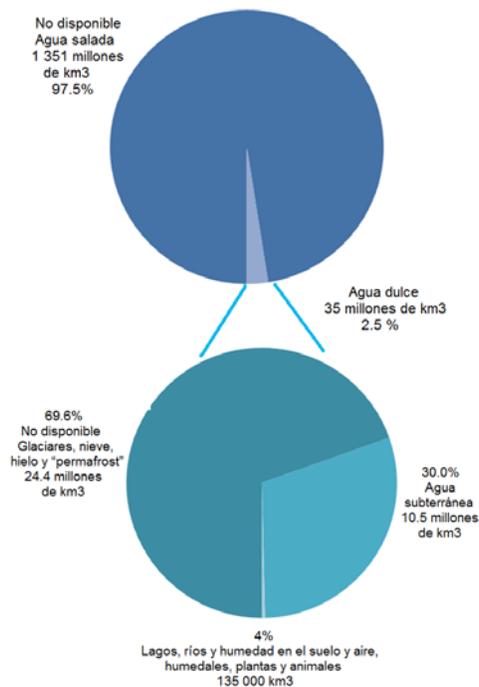


Figura 1.1 Porcentaje y ubicación de la distribución del agua en el planeta (CNA, 2008).

1.1.2. Grado de presión sobre el recurso del agua

La relación entre la cantidad media de retiro y la cantidad de agua dulce disponible a largo plazo se llama "índice de estrés del agua". La intensificación

del uso de los recursos de agua en países europeos (18 países) e Israel se ilustra en la figura 1.2, la cual muestra este índice de estrés del agua (Fritzmann *et al.*, 2007).

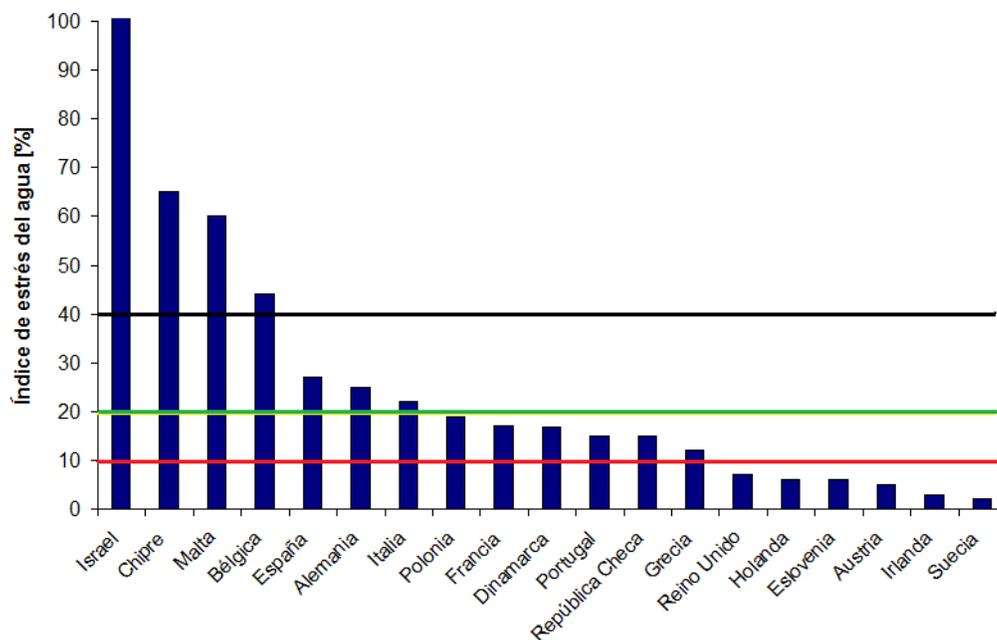


Figura 1.2 Índice de estrés del agua para países europeos e Israel (Fritzmann *et al.*, 2007).

En la figura anterior, un valor del 40% (4 países), que se representa con la línea horizontal superior, indica una aguda escasez del agua, el valor del 20% (línea horizontal de en medio) se considera un valor moderado y un valor del 10% (línea horizontal inferior), está considerado como el límite más bajo de la escasez del agua (6 países). Sin embargo, hay un número de factores que no se reflejan adecuadamente en la información global del índice de estrés del agua, no obstante, debido a las variaciones estacionales y locales, algunos países con un índice bajo de escasez de agua presentan condiciones serias de estrés de agua. Un ejemplo de esta situación es el Reino Unido, donde a pesar de su disponibilidad amplia total del agua, (índice < 10%) en verano tienden a ocurrir condiciones serias de sequía en el sureste (Fritzmann *et al.*, 2007).

1.1.3 Situación en México

1.1.3.1 Índice de estrés del agua

Como se explicó, este índice se refiere al porcentaje que representa el agua para usos consuntivos, es decir, que el agua se consume para llevar a cabo

una actividad, respecto al agua disponible total como un indicador del grado de presión que se ejerce sobre el recurso hídrico en un país, cuenca o región. Con un porcentaje mayor al 40% se considera que se ejerce una fuerte presión sobre el recurso.

En general México en su conjunto experimenta un grado de presión del 17%, lo cual se considera de nivel moderado, sin embargo, las zonas centro, norte y noroeste del país experimentan un grado de presión del 47%, lo cual se considera como presión fuerte sobre el recurso. Estas dos últimas zonas tienen un alto potencial para la desalación debido a la cercanía de regiones costeras que le proporcionarían agua por medio de la desalación.

1.1.3.2 Distribución de los usos del agua

Existe la clasificación según el Registro Público de Derechos de Agua (REPGA) del uso del agua en 12 rubros, que se agrupan en cinco grandes grupos, cuatro corresponden a usos consuntivos, según el tipo de uso, los cuales son agrícola, abastecimiento público, industria autoabastecida y termoeléctricas, y el hidroeléctrico, que se contabiliza aparte por corresponder a un uso no consuntivo.

En la figura 1.3 se observa que el mayor volumen concesionado para usos consuntivos del agua es el agrícola, ya que México es uno de los países con mayor infraestructura de riego en el mundo ([CNA, 2008](#)).

El 63% del agua utilizada en el país, para uso consuntivo, proviene de fuentes superficiales (ríos, arroyos y lagos), mientras que el 37% restante proviene de fuentes subterráneas (acuíferos). La tabla 1.1 muestra el origen del volumen utilizado para cada uso ([CNA, 2008](#)).

**Distribución porcentual de los volúmenes
concesionados para usos consuntivos, 2007.**

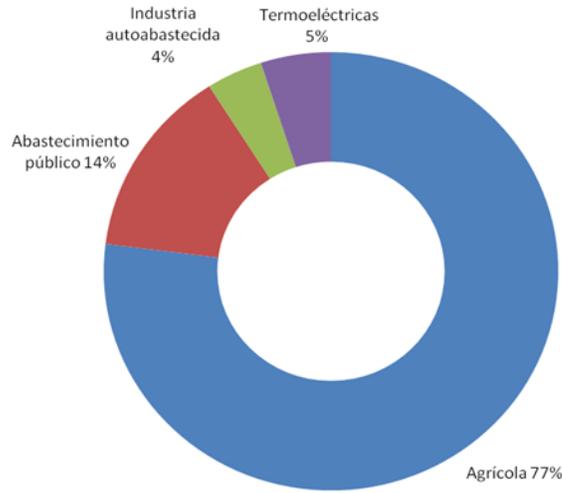


Figura 1.3 Porcentaje del volumen de agua concesionado para usos consuntivos (CNA, 2008).

El principal consumo de agua, es el uso agrícola en México, esto se refiere al agua utilizada para el riego de cultivos. La superficie destinada para este tipo de actividad en México está en el intervalo de 20 a 25 millones de hectáreas, con una superficie de cosecha de entre 18 a 22 millones de hectáreas por año.

Tabla 1.1 Usos consuntivos, según el origen del tipo de fuente de extracción (CNA, 2008).

Uso	Origen (miles de millones de metros cúbicos)		Volumen total (miles de millones de metros cúbicos)
	Superficial	Subterráneo	
Agrícola	40.5	20.1	60.6
Abastecimiento público	4.2	6.9	11.1
Industria autoabastecida (Sin termoeléctricas)	1.7	1.4	3.1
Termoeléctricas	3.6	0.5	4.1
Total	50.0	28.9	78.9

El abastecimiento público incluye toda el agua entregada a través de la red de agua potable, que abastece a los usuarios domésticos, además de diversas industrias y servicios conectados a dicha red. De acuerdo al Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), se determinó que en el 2003 el 82% del agua suministrada por las redes de agua potable fue para uso doméstico y el 18% restante para industrias y servicios.

El agua usada en la industria autoabastecida, se refiere a la que es tomada por la industria directamente de los ríos, arroyos, lagos o acuíferos del país. Las principales industrias en este rubro son la industria química y la producción de azúcar, petróleo, celulosa y papel. El agua utilizada en termoeléctricas se refiere a la usada en centrales de vapor, duales, carboeléctricas, de ciclo combinado, de turbogás y de combustión interna.

El uso de agua en hidroeléctricas es del tipo no consuntivo, ya que para la generación de energía hidroeléctrica, no se consume el agua utilizada.

En el año 2007, las plantas hidroeléctricas emplearon un volumen de agua de 122.8 miles de millones de metros cúbicos, lo que permitió generar 29.70 terawatts hora (TWh) de energía eléctrica, es decir el 13.0% de la generación total del país. En el Anexo A, se señala la infraestructura hidráulica, el número de plantas potabilizadoras y la normatividad aplicable en materia de agua en México

1.1.3.3 Futuro del agua

Debido al incremento de la población, la disponibilidad natural media per cápita de agua por habitante a nivel nacional se estima disminuya de 4 312 m³/hab/año, en el año 2007, a 3 783 en el 2030 (CNA, 2008).

Al año 2030 en algunas de las Regiones Hidrológico-Administrativas del país, la disponibilidad natural media de agua alcanzará niveles cercanos o incluso inferiores a los 1000 m³/hab/año, es decir, una condición calificada como una condición grave de escasez (CNA, 2008).

Las Regiones Hidrológico-Administrativas I Península de Baja California, VI Río Bravo y XIII Aguas del Valle de México en particular corren riesgo de encontrarse en situación de escasez.

La extracción de agua de fuentes subterráneas, deberá hacerse con especial cuidado, ya que su sobreexplotación ocasiona el abatimiento de los niveles freáticos, hundimiento del terreno y provoca que se tengan que perforar pozos cada vez más profundos. Dada la tendencia a la disminución de la disponibilidad del agua en los próximos años, es necesario realizar acciones para reducir su demanda, mediante el incremento en la eficiencia del uso del agua para riego y en los sistemas de distribución de las ciudades.

Además, deberá incrementarse el volumen de agua residual tratada y su reúso para así aumentar la disponibilidad de agua con a calidad adecuada y considerar a la desalación de agua de mar como una opción que ayudara a resolver el problema.

1.2 Panorama de la desalación

1.2.1 Demanda prevista para la desalación

El mercado de la desalación se ha extendido en las últimas décadas, la zona con la mayor capacidad instalada está en la región del Golfo (Este Medio), donde el bajo costo del combustible fósil condujo al uso preferido de los procesos térmicos de la desalación.

El mercado del mediterráneo sigue adelante de los mercados americanos y asiáticos y continuará siendo el mercado más grande para los nuevos equipos de desalación, debido a un crecimiento rápido en la población y el necesario reemplazo de plantas existentes. Se espera se duplique la capacidad instalada en el año 2015. Por otro lado, Asia se convertirá en un mercado de rápido crecimiento a largo plazo, debido a su enorme población y su desarrollo económico que muy probablemente conducirán a una demanda del agua que no se pueda satisfacer con fuentes de agua convencionales (Fritzmán *et al.*, 2007).

La figura 1.4 muestra un pronóstico de la capacidad de la desalación hasta el año 2015 en diversas regiones. Las regiones del Golfo Pérsico, Mediterráneo y Asia se presentan como las de mayor crecimiento en cuanto a capacidad de desalación (Fritzmán *et al.*, 2007).

En el caso de México, existen alrededor de 300 plantas de desalación, la mayoría de ellas utilizadas en hoteles y de escala pequeña. Existe una planta en Los Cabos, Baja California, capaz de producir 200 litros por segundo, similar a las que se pretende instalar en Ensenada, Tijuana y San Felipe, Baja California; Puerto Peñasco, Sonora, y Cozumel, Quintana Roo. La exploración de nuevas alternativas en la desalación de agua de mar, por ejemplo, el uso de energías renovables, ayudará al desarrollo creciente en la capacidad de desalación del país (<http://www.agua.org.mx/content/view/4187/89/>, 2008).

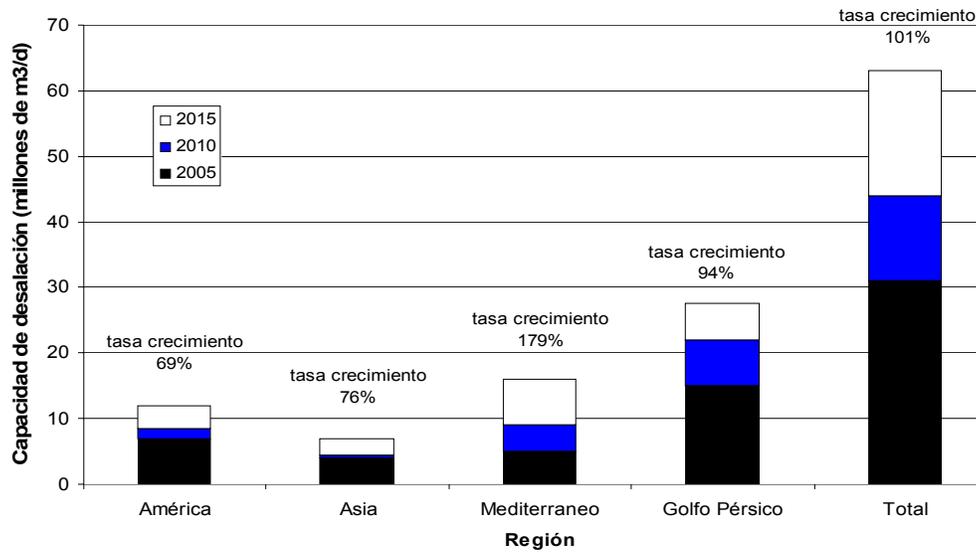


Figura 1.4 Crecimiento esperado de la capacidad de desalación alrededor del mundo (Fritzmán *et al.*, 2007).

1.2.2 Tecnologías de desalación

Las tecnologías en la desalación se pueden clasificar, por su mecanismo de separación, en desalación térmica y desalación basada en membranas. La desalación térmica, separa la sal del agua por evaporación y condensación, mientras que en la desalación con membranas, el agua se difunde a través de una membrana, mientras que las sales se retienen casi totalmente.

Las tecnologías de la desalación, se pueden dividir en dos grupos, como lo muestra la tabla 1.2 (Fritzmán *et al.*, 2007): desalación térmica y desalación con membranas. La destilación flash multietapas (MSF) sigue siendo la tecnología más frecuentemente aplicada en la desalación térmica y se prefiere en el Oriente Medio. La ósmosis inversa (OI) es la opción más común de la desalación basada en membranas para agua de mar y agua salobre, dominando el área alrededor del mar Mediterráneo.

La desalación térmica, requiere mucho más energía que la desalación basada en membranas, pero puede trabajar con agua más salina, dando incluso una mejor calidad en el permeado (Fritzmán *et al.*, 2007).

Tabla 1.2 Tecnologías aplicadas en la desalación (Fritzmán *et al.*, 2007).

Tecnologías en la desalación térmica	Tecnologías en la desalación con membranas
Destilación flash multietapas	Ósmosis Inversa
Destilación multiefecto (MED)	Nanofiltración (NF)
Destilación por compresión de vapor (VCD)	Electrodialisis (ED)

La ósmosis inversa y la destilación flash multietapa son las técnicas que se utilizan más extensamente, la decisión para cierta tecnología de desalación es influenciada por la salinidad del agua de alimentación, la calidad requerida del producto así como por factores específicos tales como el costo de operación, área disponible, costo energético y la demanda local de electricidad.

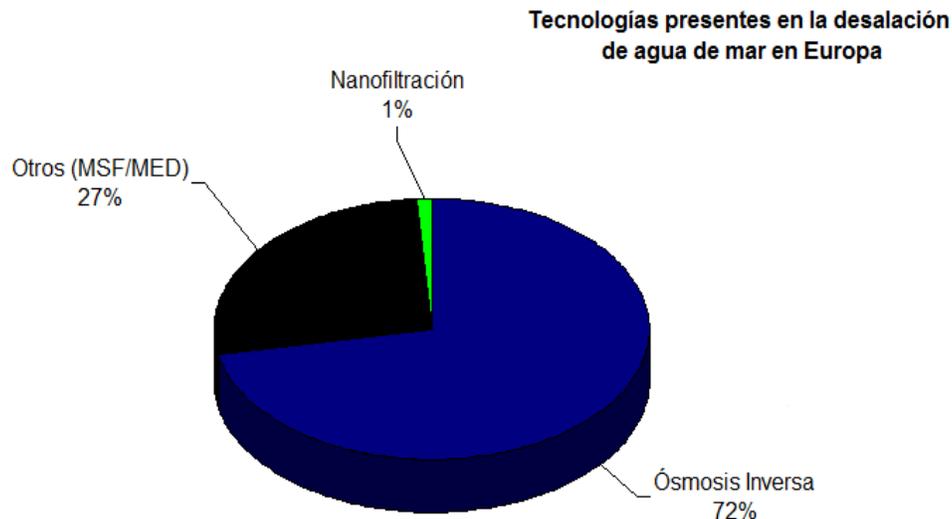


Figura 1.5 Porción del mercado de las diferentes tecnologías de desalación para agua de mar en Europa. Plantas con una capacidad > 700 m³/d fueron consideradas (Fritzmán *et al.*, 2007).

Una gran parte de la capacidad de la desalación del mundo está instalada en el Oriente Medio y aunque la OI está ganando rápidamente la cuota del mercado, los procesos térmicos todavía dominan el mercado del Este Medio, debido al bajo costo de la energía en esta región y por su capacidad de combinación con la generación de la energía eléctrica (cogeneración del vapor y de la electricidad). Los países áridos y semiáridos en Europa también, utilizan la desalación como manera de superar la escasez regional del agua. En Europa casi todas las plantas recientemente instaladas de desalación utilizan ósmosis inversa. La figura 1.5 muestra la proporción en porcentaje en el mercado europeo de las tecnologías utilizadas en la desalación del agua de mar (Fritzmán *et al.*, 2007).

1.2.3 Aplicación de los procesos de desalación

La apropiada elección de una tecnología de desalación dependerá de la calidad del agua de alimentación, que se caracteriza principalmente por su contenido de sólidos disueltos totales (SDT). Diversas calidades de agua de alimentación

y su contenido en sales correspondiente se dan a continuación en la tabla 1.3 (Fritzmann *et al.*, 2007).

Tabla 1.3 Caracterización del contenido de sal en el agua de alimentación (Fritzmann *et al.*, 2007).

	Salinidad mínima SDT (ppm)	Salinidad máxima SDT (ppm)
Agua de mar	15,000	50,000
Agua salobre	1,500	15,000
Agua de río	500	1,500
Agua potable	0	500

Ósmosis inversa es la opción dominante de la desalación del agua de mar y salobre en Europa. Esta tecnología realiza cerca de tres cuartos de la capacidad total de la desalación. Un cuarto de la producción total proveniente de la desalación de agua de mar, es procesada por tecnologías térmicas de desalación tales como destilación flash multietapa y evaporadores multiefecto (figura 1.6). En el mercado más pequeño del agua salobre, la tecnología de desalación basada en membranas es aún más frecuente.

Las principales tecnologías de desalación que compiten con la OI son la electrodiálisis y técnicas térmicas de evaporación tales como el proceso destilación flash multietapas (Fritzmann *et al.*, 2007).

La figura 1.6 esquematiza el costo específico total del proceso sobre la salinidad de la alimentación para la destilación, la ósmosis inversa y la electrodiálisis.

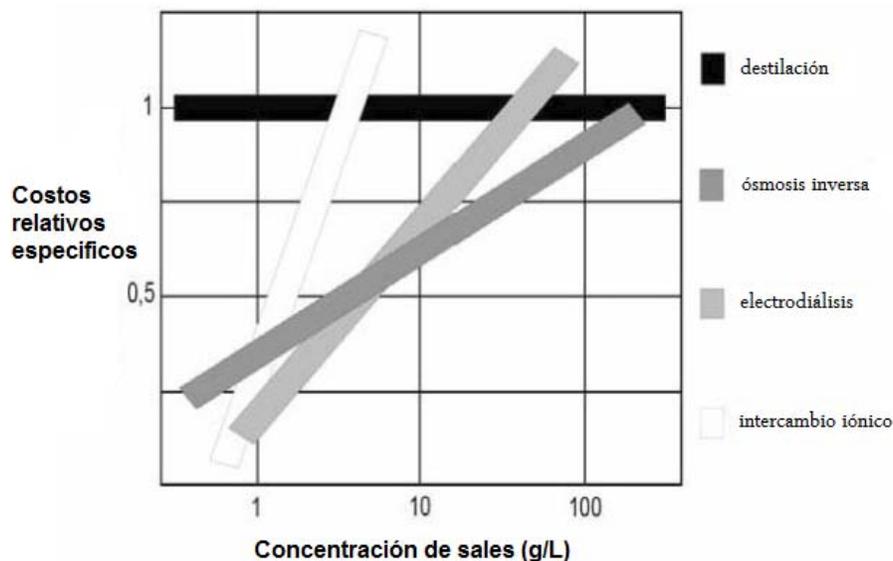


Figura 1.6 Costo relativo de la producción de agua de la electrodiálisis y otras tecnologías (Fritzmann *et al.*, 2007).

Para una concentración baja de iones, la electrodiálisis puede ofrecer ventajas sobre la OI y se utiliza en las industrias químicas y petroquímicas para desalinizar soluciones acuosas o soluciones orgánicas acuosas, incluso para aguas salobres con concentraciones arriba de 3,000 ppm de sal, la electrodiálisis es competitiva. Debido al alto consumo de energía cuando se tiene una concentración más alta, la ED se utiliza raramente para la desalación del agua de mar.

El consumo de energía de la ósmosis inversa es el más bajo entre todas las opciones para la desalación del agua de mar, haciendo mucho mayor la eficiencia en costo en regiones con un alto costo energético. Especialmente en la desalación del agua salobre, la ósmosis inversa ofrece grandes ventajas sobre las tecnologías de desalación térmicas debido a su menor consumo de energía con concentraciones bajas de sal. El costo variable en plantas de desalación térmica es casi independiente de la salinidad del agua de alimentación, mientras que el costo variable en los procesos de membrana es casi proporcional a la salinidad del agua de alimentación y por lo tanto, menor en agua salobre que en la desalación del agua de mar, haciendo a la ósmosis inversa y a la electrodiálisis los procesos más económicos.

Las tasas de recuperación, cuando se aplica la ósmosis inversa en aguas salobres (BWRO), son limitadas por el riesgo de incrustación de precipitados y están típicamente en el intervalo de 75%-80%, en sistemas de ósmosis inversa para agua de mar (SWRO) las tasas de recuperación pueden alcanzar hasta un 60% debido a la presión limitada en la alimentación y al incremento del consumo de energía cuando se tienen concentraciones elevadas de sal. La presión de alimentación alcanza típicamente valores de 55-65 bar en SWRO, la desalación en sistemas BWRO utiliza valores moderados de presión de alimentación en un intervalo de 10-15 bar ([Fritzmann et al., 2007](#)).

1.3 Desalación con Ósmosis Inversa

1.3.1 Generalidades del proceso de Ósmosis Inversa

La ósmosis inversa es una técnica de separación, donde aplicando una diferencia de presión a través de una membrana semipermeable, las sales disueltas y demás contaminantes son retenidos, dando lugar a un flujo de

permeado, en la mayoría de los casos exclusivamente agua, y un flujo de concentrado o salmuera. Además del uso para la producción de agua potable, la ósmosis inversa también se aplica en el tratamiento de efluentes y la separación de compuestos orgánicos e inorgánicos de soluciones acuosas para aplicaciones industriales.

La ósmosis inversa es en gran medida el tipo de proceso basado en membranas más extenso para la desalación. Es capaz de rechazar casi toda la materia disuelta o coloidal de una solución acuosa, produciendo una salmuera en el concentrado y un permeado que consiste en agua casi pura. Aunque la OI también se ha utilizado para concentrar sustancias orgánicas, su uso más frecuente lo tiene en la desalación del agua de mar. La tabla 1.4 ilustra los datos operacionales dominantes en la desalación térmica y las basadas en membranas (Fritzmann *et al.*, 2007).

La ósmosis inversa, se basa en la característica de ciertos polímeros, llamada semi-permeabilidad, mientras que son muy permeables para el agua, su permeabilidad para las sustancias disueltas es baja. Aplicando una diferencia de presión a través de la membrana el agua contenida en la alimentación se fuerza a pasar a través de la membrana, para superar la presión osmótica del lado de la alimentación se requiere una presión bastante alta en la alimentación

Tabla 1.4 Comparación de datos operacionales entre las tecnologías de desalación térmica y la basada en membranas (Fritzmann *et al.*, 2007).

	Destilación Flash multietapa	Ósmosis Inversa	Electrodialisis
Consumo de energía térmica [kWh/m ³]	12	----	----
Energía eléctrica [kWh/m ³]	35	0.4-7	1
Contenido típico de sal en agua cruda	30,000-100,000	1,000-45,000	100-3,000
Calidad del agua en el producto	< 10	< 500	< 500

NOTA: kWh/m³ Kilowatts hora/metro cúbico

En la desalación del agua de mar el intervalo de presión comúnmente se extiende de 55 a 68 bar, las presiones de operación para la purificación del agua salobre son más bajas debido a una presión osmótica menor causada por la menor salinidad del agua de alimentación.

La figura 1.7 muestra las capacidades de separación para ósmosis inversa y otros procesos de separación basados en membrana conducidos por presión usados en el tratamiento de aguas, como lo son la nanofiltración (NF), ultrafiltración (UF) y la microfiltración (MF).

Mientras que las membranas de microfiltración y de ultrafiltración se utilizan para quitar muy bien partículas coloidales (MF/UF), bacterias (MF/UF), virus (UF) y moléculas más grandes (UF), por ejemplo las proteínas, la nanofiltración y la ósmosis inversa pueden quitar incluso compuestos más pequeños tales como sales disueltas. Las membranas de nanofiltración rechazan generalmente las moléculas con un peso molecular mayor a 200 g/mol y en la ósmosis inversa casi todos los compuestos disueltos se quitan del agua.

La agencia de protección del medio ambiente de Estados Unidos, ha señalado que la ósmosis inversa es la mejor tecnología para la remoción de varios compuestos dañinos tales como arsénico, bario y nitratos (Fritzmann *et al.*, 2007). Las presiones aplicadas en los procesos de ósmosis inversa varían entre 15 bar (desalación del agua salobre) y 60 a 80 bar en la desalación del agua de mar.

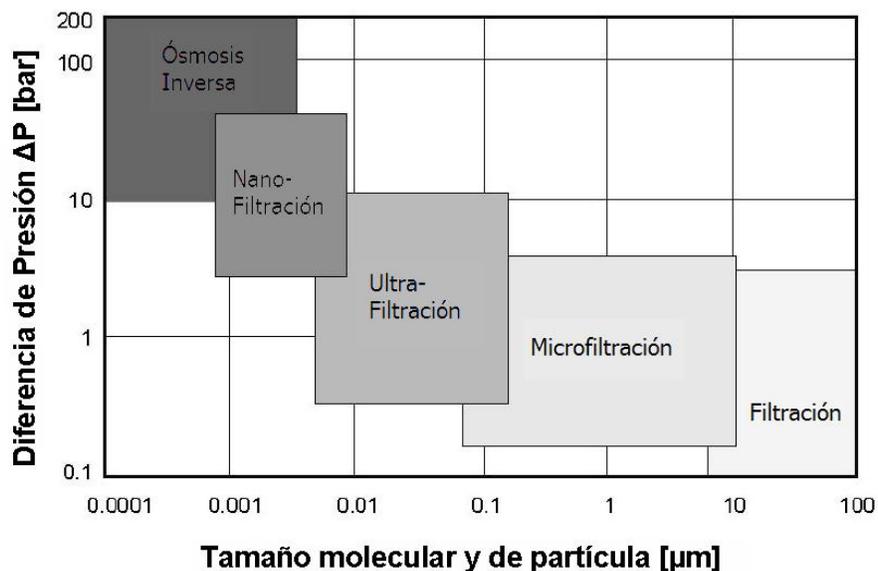


Figura 1.7 Capacidades de separación mediante diversos procesos de separación (Fritzmann *et al.*, 2007).

En un proceso general de ósmosis inversa se incluyen las siguientes etapas:

- Extracción del agua
- Pretratamiento

- Sistema de bombeo
- Unidad de separación con membrana
- Sistema de la recuperación de la energía
- Postratamiento
- Sistema de control

La extracción del agua de alimentación se puede realizar a través de pozos en la costa y la playa o a través de sistemas de agua de mar abiertos. Los pozos de la costa y de la playa proveen de agua de una calidad mejor con menor turbiedad, algas y sólidos disueltos totales que la proveniente de sistemas abiertos, pero requieren mayor espacio ([Fritzmann et al., 2007](#); [Veza, 2001](#)). En la desalación del agua salobre, son pozos lo que se utiliza para extraer el agua de alimentación.

El pretratamiento incluye todas las actividades para ajustar el agua de alimentación a la ósmosis inversa en cuanto a disminución de contaminantes y ajuste del valor de pH, las partículas son removidas del agua de alimentación y los productos químicos se agregan para evitar el incrustamiento y ensuciamiento. El pretratamiento en procesos de desalación térmica consiste principalmente en la adición de anti-incrustantes y aditivos anticorrosión.

El sistema de bombeo se requiere para superar diferencias de altura dentro de la cadena de distribución y para aplicar la presión necesaria a la alimentación, la membrana es capaz de separar la sal del agua con un rechazo del 98-99.5%, dependiendo de las membranas en uso.

El sistema de recuperación de la energía es responsable de la transferencia de la energía potencial del concentrado a la alimentación, los sistemas actuales de recuperación de la energía tales como cambiadores del trabajo funcionan con eficiencias de hasta el 96%.

En el postratamiento el permeado es remineralizado, desinfectado con cloro y ajustado a los estándares del agua potable.

1.3.2 Fundamentos del proceso de ósmosis inversa

La ósmosis ocurre cuando una membrana semipermeable (permeable al agua y no al soluto) separa dos soluciones acuosas de diferente concentración, en condiciones iguales de presión y temperatura en ambos lados de la membrana,

el agua se difundirá ("permeado") a través de la membrana dando por resultado un flujo neto del líquido diluido hacia la solución concentrada hasta que las concentraciones en ambos lados de la membrana llegan a ser iguales. Este proceso también ocurrirá si las presiones en ambos lados son diferentes, mientras la diferencia de presión Δp entre el lado más concentrado y el lado diluido no sea más grande que cierto valor que depende de la diferencia de las concentraciones respectivas y es llamada diferencia de presión osmótica $\Delta\pi$. Si la diferencia de presión Δp es más grande que $\Delta\pi$, la dirección del flujo se invierte y el agua fluirá del lado del concentrado hacia el lado diluido. Este proceso se llama ósmosis inversa.

En la desalación del agua de mar, el lado de la alimentación es operado con una presión elevada y la concentración del soluto en el lado del permeado (diluido), es insignificante, comparada a la concentración de la alimentación. En este caso, se observa un flujo de permeado, mientras la diferencia de presión exceda el valor de la presión osmótica de la solución en la alimentación $\Delta\pi_F$.

Termodinámicamente la presión osmótica se define como:

$$\pi = -\frac{RT}{V_b} \ln(x_w) \dots \text{Ecuación (1.1)}$$

Donde π es la presión osmótica, V_b es el volumen molar del agua, x_w es la fracción mol del agua, T es la temperatura y R es la constante de los gases ideales.

En soluciones diluidas, la presión osmótica puede ser estimada usando la ecuación de vant'Hoff, la cual es similar a la ley de los gases ideales:

$$\pi = -\frac{n_s}{V} RT \quad \text{o} \quad \pi = CRT \dots \text{Ecuación (1.2)}$$

Donde n_s representa los moles totales de los solutos en solución, C es la concentración total de los solutos (mol/L) y V es el volumen del solvente.

Tomando en consideración la disociación de los iones en disolución y que se trata de un caso no ideal, la ley de Van't Hoff puede reescribirse como:

$$\pi = i\phi CRT \dots \text{Ecuación (1.3)}$$

Donde i representa el parámetro de disociación, el cual es igual al número de iones y moléculas por mol de soluto producidas por efectos de disolución del soluto y Φ es un factor de corrección que toma en cuenta la no idealidad.

Como posible estimación del valor de la presión osmótica en el agua de mar podemos hacer el cálculo asumiendo que se trata de una solución de cloruro de sodio (NaCl) de igual concentración de sólidos disueltos totales. Para una concentración baja de NaCl la presión osmótica es aproximadamente igual a:

$$\pi = 8 \text{ bar} / (\% p / p)_{\text{NaCl}} \dots \text{Ecuación (1.4)}$$

El valor verdadero de la presión osmótica del agua de mar es aproximadamente 10% menor que el de una solución de NaCl de igual concentración de sólidos disueltos totales, debido a la presencia de especies de mayor peso molecular ([Fritzmán et al., 2007](#)).

1.3.3 Polarización de la membrana

El rechazo de la materia disuelta y de las partículas por la membrana conduce a la acumulación de estas sustancias sobre la membrana, con concentraciones más altas directamente en la superficie de la membrana, este fenómeno se llama polarización de la membrana. Un perfil típico de la concentración para el componente rechazado se muestra en la figura 1.8.

Dependiendo del tamaño de partícula, que determinará el transporte difusivo desde la membrana, esto ocurre de una manera más o menos distinta; aunque este fenómeno se puede también encontrar en el lado del permeado, según lo indicado en figura 1.8, generalmente se le da poca importancia en la ósmosis inversa puesto que es mucho menos pronunciada que la polarización en el lado de la alimentación.

La polarización de la membrana tiene varios efectos negativos en el funcionamiento de la ósmosis inversa:

- La disminución del rechazo debido al alto flujo de sales a consecuencia de las concentraciones crecientes en la superficie de la membrana.
- Especialmente para los iones bivalentes los límites de solubilidad se pueden exceder, conduciendo a la formación de una capa de precipitado en la superficie de la membrana, que tiene efectos negativos en la transferencia de masa.

- El flujo del agua es reducido debido a una presión osmótica más alta, asociada a una concentración más alta de la sal en la superficie de la membrana del lado de la alimentación.
- Las partículas se acumulan en la membrana lo que puede conducir a la formación de una torta de materia en la superficie.

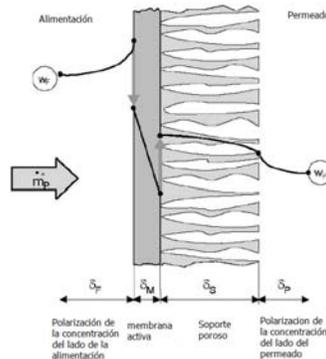


Figura 1.8 Polarización de la membrana debido a la concentración de los solutos (Fritzmann *et al.*, 2007).

El grado de polarización de la membrana puede ser estimado usando el modelo de la película:

$$\frac{c_m - c_p}{c_f - c_p} = \exp\left(\frac{J_w}{k}\right) \dots \text{Ecuación (1.5)}$$

Donde c_m representa la concentración en la superficie de la membrana, c_p y c_f representan la concentración en el permeado y la alimentación respectivamente y k denota el coeficiente de transferencia de masa. El valor k se puede obtener usando la correlación de Sherwood (Schwinge *et al.*, 2004).

1.3.4 Membranas de ósmosis inversa

Para la desalación eficiente por el proceso de ósmosis inversa, en general las membranas utilizadas deben proporcionar valores altos de flujo y de rechazo a las sales; la alta permeabilidad requiere que las membranas sean muy finas, debido a que el flujo es inversamente proporcional al grueso de la membrana. Las membranas extremadamente finas consisten hoy en día de una capa activa no porosa muy fina y una capa porosa de soporte para la estabilidad mecánica. La capa de soporte protege a la membrana contra rasgaduras y rupturas, mientras que la capa activa es responsable de casi toda la resistencia al transporte de masa y de la selectividad de la membrana. Las membranas que ofrecen esta combinación de una capa activa y una estructura de soporte

son llamadas membranas asimétricas. Dos membranas asimétricas se muestran en la figura 1.9 (Fritzmann *et al.*, 2007).

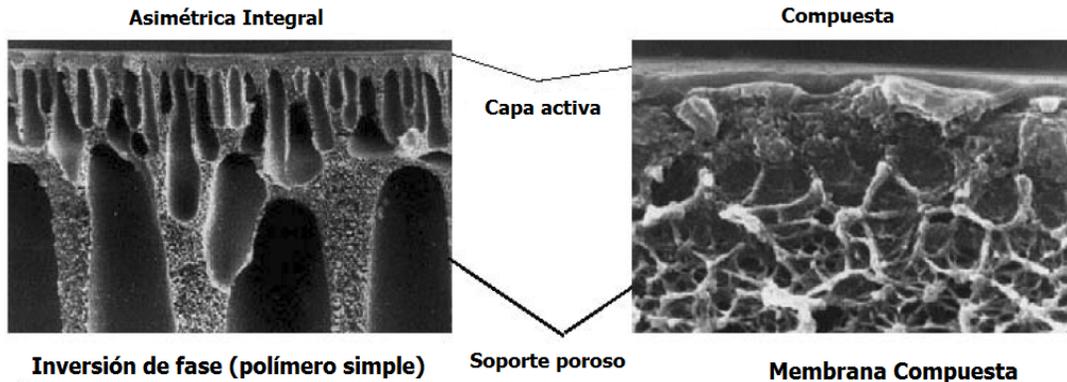
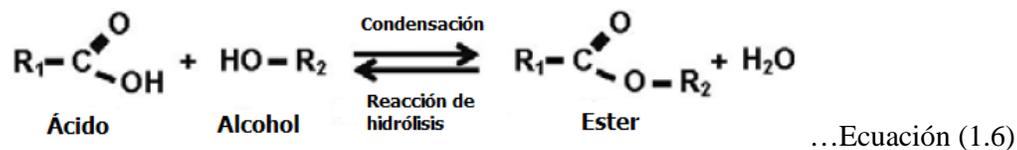


Figura 1.9 Membranas asimétricas integral y compuesta (Fritzmann *et al.*, 2007).

Las primeras membranas de ósmosis inversa, disponibles comercialmente e introducidas en el mercado en los años 70, eran membranas de acetato de celulosa (CA).

Una de las principales desventajas de las membranas de acetato de celulosa es la posibilidad del deterioro de la membrana por hidrólisis. En contacto con el agua la membrana de acetato comienza a dañarse de acuerdo a la siguiente reacción:



Esta reacción es fuertemente dependiente del pH y es más rápida bajo condiciones ácidas o alcalinas. Para valores de pH de 4 a 5, la vida útil de la membrana puede alcanzar fácilmente hasta 4 años mientras que para valores de pH de 1 y 9 la vida útil está en el intervalo de unos pocos días, pero con un valor de pH de 6 las membranas necesitan ser reemplazadas después de 2.5 años, por lo tanto, para aplicaciones de membranas de acetato de celulosa es necesario el ajuste cuidadoso y control del pH. Además, las membranas de acetato de celulosa, bajo una alta presión, tienden a compactarse fuertemente de tal modo que el rendimiento del proceso se ve disminuido.

Aunque las membranas de acetato de celulosa son todavía funcionales y disponibles en el comercio, han sido reemplazadas cada vez más por las

membranas compuestas. Las membranas compuestas están hechas de una capa activa de poliamida y de un soporte poroso de diferente material, lo cual ofrece un grado de libertad adicional para el adecuado diseño de la membrana para cada tipo de uso.

Las membranas compuestas son química y físicamente más estables, exhiben una resistencia mayor a la degradación bacteriana, no se afectan por reacciones de hidrólisis, tienen menor influencia a la compactación de la membrana y son estables en una gama más amplia de valores de pH (3-11) de la alimentación; sin embargo, estas membranas son menos hidrofílicas y por lo tanto, tienen una tendencia más fuerte al ensuciamiento que las membranas de acetato de celulosa y se deterioran con pequeñas cantidades de cloro libre en la corriente de alimentación, como lo muestra la tabla 1.5 (Fritzmann *et al.*, 2007).

Tabla 1.5 Influencia del pH en el tiempo de vida de una membrana de acetato de celulosa para ósmosis inversa (Fritzmann *et al.*, 2007).

Valor de pH	Tiempo de vida de la membrana
4-5	4 años
6	2.5 años
1 y 9	Algunos días

Todos los materiales para las membranas disponibles en el mercado tienen solamente una limitada estabilidad a los oxidantes usados en la etapa de pretratamiento tales como cloro libre u ozono; el cloro libre residual, por lo tanto, tiene que ser reducido con la adición de metabisulfito de sodio o el contacto con carbón activado.

En la separación de materia orgánica del agua, el deterioro de la membrana puede también ocurrir debido a la presencia de solventes como el acetonitrilo, acetato de vinilo, y un número de solventes clorados. En la tabla 1.6 se resumen las resistencias químicas de los materiales disponibles para las membranas.

Tabla 1.6 Condiciones de resistencia de las membranas (Fritzmann *et al.*, 2007).

	Membrana de acetato de celulosa	Membrana compuesta (Thin Film Composite, TFC)
Valor de pH	4-5	3-11
Cloro libre continuo	< 1 ppm	200 ppm-1000 horas de tolerancia
Bacterias	No resistente	Resistente
Oxígeno libre	Resistente	Resistente

Durante las décadas pasadas, el funcionamiento de las membranas ha aumentado perceptiblemente con respecto a la permeabilidad así como al rechazo de la sal.

A partir de 1996 los valores de rechazo típicos de las sales en agua de mar de las membranas aumentaron de 99.6% a 99.8%, mientras que el flujo aumentó en un 60% aproximadamente (Fritzmann *et al.*, 2007).

1.3.5 Elementos de un módulo de membranas

En un inicio las plantas desaladoras de OI usaban con frecuencia membranas de fibras huecas debido a la óptima relación entre el área de la membrana y el volumen. El agua de alimentación pasa en el exterior y es forzada a través de la membrana, mientras que el permeado se procesa dentro del lumen (lado interior de la fibra hueca), sin embargo la mayoría de las membranas que se instalan en procesos de desalación con OI son membranas de hoja plana enrolladas en espiral conformando un módulo (Spiral Wound Module, SWM). La configuración SWM ofrece un buen balance en términos de permeabilidad, densidad de embalaje, control de ensuciamiento y comodidad de uso.

Un resumen de ventajas y desventajas de los módulos de membranas en espiral se presenta en la tabla 1.7 (Fritzmann *et al.*, 2007).

Un módulo SWM consiste de varias membranas de hoja plana que se adhieren juntas en parejas en tres lados con un separador para el permeado entre ellas, formando una especie de bolsa en la membrana, cada bolsa está conectada con el tubo colector de permeado con su extremo abierto. Los bolsillos de la membrana se enrollan alrededor del tubo con separadores de alimentación entre cada bolsillo, de esta manera se crean canales de alimentación y de permeado, la alimentación entra en el módulo y es en parte forzada a través de la membrana, el permeado se recoge en el tubo colector, mientras que el concentrado abandona la membrana por el lado opuesto a la entrada de la alimentación. El montaje básico de un módulo de membranas en espiral de OI (SWM) se muestra en la figura 1.10 (Fritzmann *et al.*, 2007).

Tabla 1.7 Ventajas y desventajas de los módulos de membranas en espiral (Fritzmann *et al.*, 2007).

Ventajas	Desventajas
Baratos y relativamente de producción	Alta pérdida de presión del

simple	lado de la alimentación
Alta densidad de embalaje <math>< 1000 \text{ m}^2/\text{m}^3</math>	Susceptibles al ensuciamiento
Altas tasas de transferencia de masa debido a los separadores	Limpieza difícil

Típicamente, los módulos simples de OI funcionan con una recuperación del 5 hasta 15%. Además de proporcionar una trayectoria del flujo para la alimentación a lo largo de la hoja de la membrana, los espaciadores de la alimentación también crean remolinos, que reducen la polarización de la membrana y aumenta así el flujo que atraviesa la membrana. Mediante la reducción de la polarización de la membrana, los espaciadores de la alimentación reducen perceptiblemente el potencial de ensuciamiento y se encontró que además pueden aumentar el flujo crítico por un factor de dos. El estándar industrial actual de los elementos usados en los módulos SWM es de 8" de diámetro, pero están disponibles de 4" y 2.5" para aplicaciones a nivel laboratorio (Fritzmán et al., 2007).

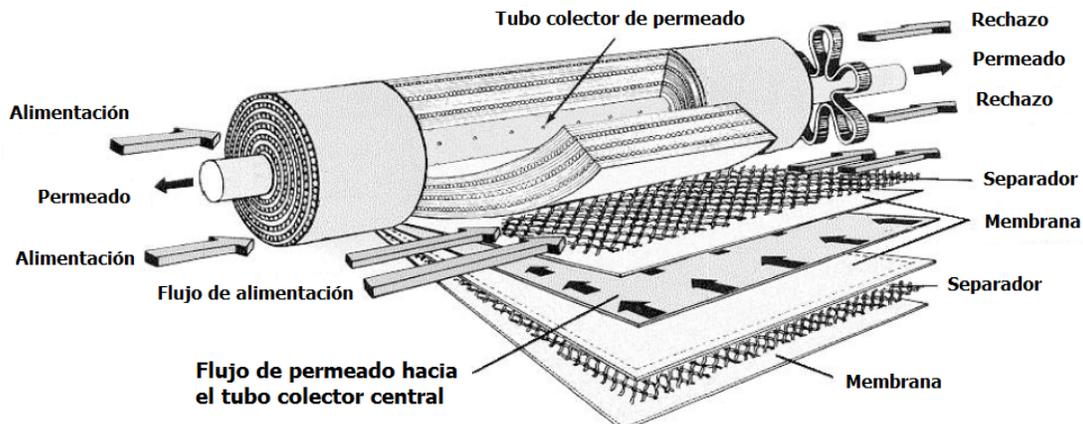


Figura 1.10 Flujo a través de un módulo de membranas en espiral (Fritzmán et al., 2007).

1.3.6 Limpieza de la membrana

El ensuciamiento de la membrana no puede ser evitado totalmente, incluso si el pretratamiento de la OI en el agua de alimentación es conducido eficazmente, el ensuciamiento ocurre debido al incrustamiento de minerales, partículas coloidales o contaminantes biológicos (biofouling). La deposición de cualquier capa de ensuciamiento es acompañada por un incremento de la caída de presión en el canal de alimentación y por una disminución del flujo de permeado así como del rechazo de las sales.

La buena práctica en la operación, demanda la limpieza química si ocurre cualquiera de los siguientes escenarios (Fritzmán et al., 2007):

- El flujo de permeado en condiciones normales disminuye en un valor de 10%.
- La pérdida de presión en el canal de la alimentación aumenta en un 15%.
- El rechazo de la sales en condiciones normales disminuye en un 10% a partir de las condiciones iniciales y durante las primeras 48 horas del funcionamiento de la planta.

Para restaurar el funcionamiento y evitar el daño permanente en la membrana, cualquier capa existente que ensucie o contamine tendrá que ser removida por un proceso de limpieza de la membrana efectuado en intervalos definidos. El diseño típico de un sistema de limpieza de membranas se muestra en la figura 1.11 (Fritzmann *et al.*, 2007).

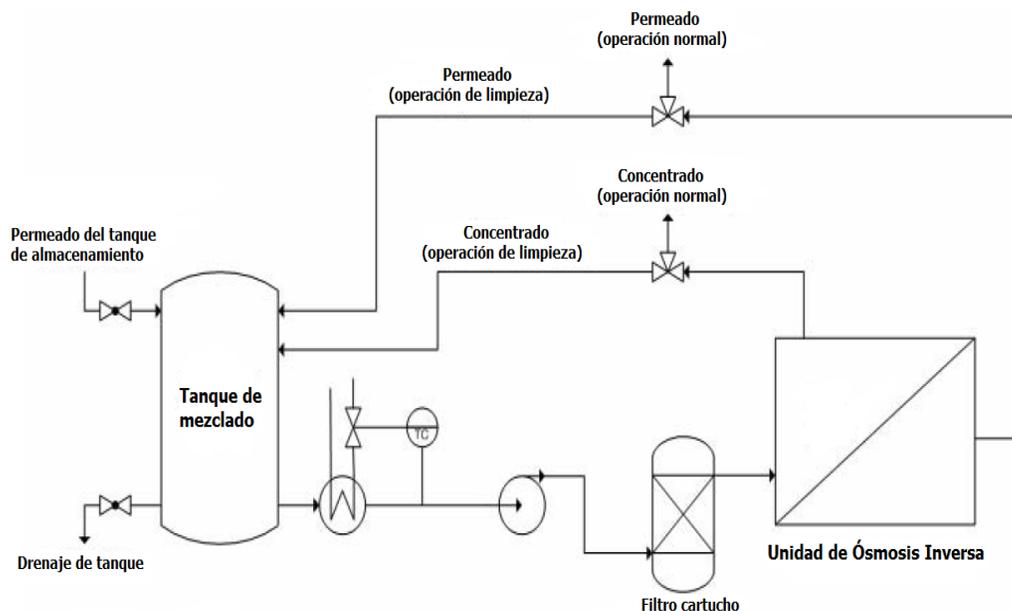


Figura 1.11 Sistema típico de limpieza de membrana (Fritzmann *et al.*, 2007).

El procedimiento de limpieza típico consiste en los pasos siguientes:

- Preparación de la solución de la limpieza: Dependiendo del tamaño del sistema, esto se puede hacer automáticamente o por preparación manual.
- Bombeo de flujo bajo: La solución de limpieza precalentada se procesa a baja presión para evitar la re-deposición de la suciedad en la membrana, no

se produce casi ningún permeado, el concentrado restante de la operación normal de la planta es expulsado fuera del sistema y eliminado.

- Reciclaje de la solución de la limpieza: La solución de la limpieza se recicla para alcanzar una temperatura estable en la limpieza, en caso de necesario se ajusta el pH.
- Impregnación: Las bombas se apagan y dependiendo del tipo y la intensidad del ensuciamiento, las membranas de OI se impregnan con la solución de la limpieza por 1 a 15 horas.
- Operación con flujo alto: Los contaminantes son removidos y eliminados del sistema.
- Enjuague: Cualquier solución de limpieza presente en el sistema tiene que ser enjuagada del sistema con líquido permeado, el uso del agua cruda puede llevar a una reacción de sus componentes con la solución de limpieza.

La elección de los adecuados reactivos químicos de limpieza y del valor de pH de la solución de limpieza, para una eficiente limpieza de las membranas, es fuertemente dependiente de las condiciones de ensuciamiento. Un resumen de diferentes soluciones limpiadoras para diferentes tipos de ensuciamiento se presenta en la tabla 1.8 (Fritzmann *et al.*, 2007).

Tabla 1.8 Soluciones de limpieza de membranas de OI y sus aplicaciones (Fritzmann *et al.*, 2007).

Contaminante	Limpiador						
	0.10% NaOH pH 12 máx 35°C	1.00% Na ₄ EDTA pH 12 máx 35°C	0.03% Na-DS pH 12 máx 35°C	0.20% HCl pH 1-2 25 °C	1.00% Na ₂ S ₂ O ₄ pH 5 25 °C	0.50% H ₃ PO ₄ pH 1-2 25 °C	1.00% NH ₂ SO ₃ H pH 3-4 25 °C
Sales inorgánicas (e.g. CaCO ₃)				***	**	**	
Sulfatos (CaSO ₄ , BaSO ₄)	*						
Óxidos metálicos (e.g. hierro)					***	**	**
Colóides inorgánicos (limos)		***	**				
Sílica	**	***	**				
Biopelícula	**	***	**				
Orgánicos	**	***	**				

*** muy buenos resultados ** buenos resultados *funciona poco

NOTA: HCl: Ácido clorhídrico, H₃PO₄: Ácido fosfórico, Na₂S₂O₄: hidrosulfito de sodio, Na-DS: dodecil sulfato de sodio NaOH: Hidróxido de sodio Na₄EDTA: acetato tetrasódico 2-[2-(biscarboxilatometilamino) etil-(carboxilatometil)amino], NH₂SO₃H: Ácido sulfámico

1.4 Factores limitantes del proceso de ósmosis inversa

En la realidad los procesos de ósmosis inversa no solamente se ven limitados por el incremento de la presión osmótica debida a la polarización de la membrana y a los incrementos de la concentración de sales a lo largo de la membrana, sino también por otros factores que reducen de una manera más importante el flujo másico y el proceso de separación, es decir el rechazo de las sales. Los factores que conducen a la reducción del funcionamiento del proceso se pueden distinguir por su mecanismo, como lo muestra la figura 1.12 (Fritzmann *et al.*, 2007).

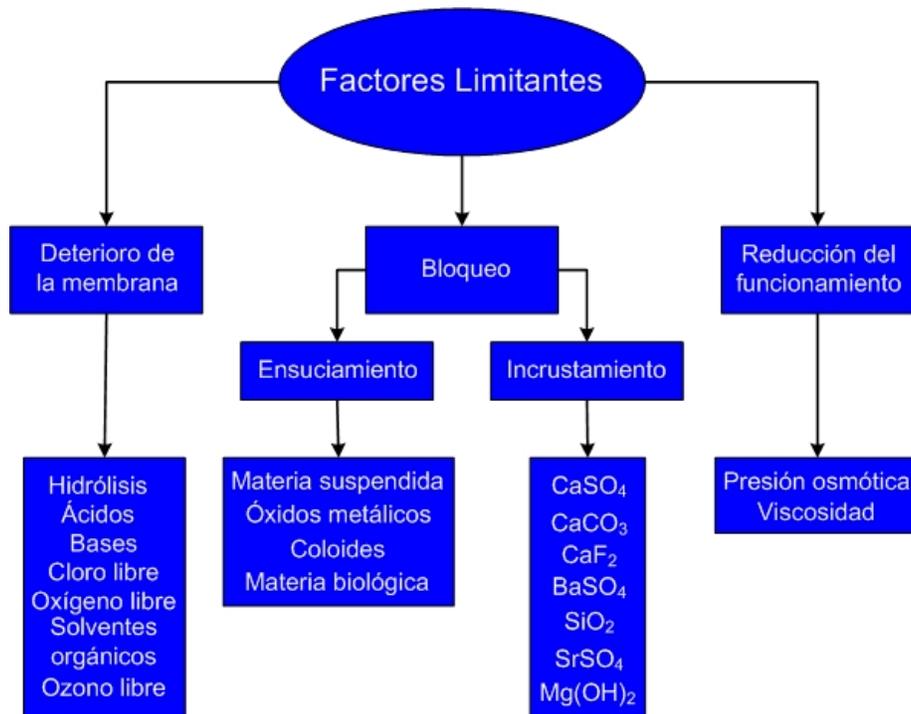


Figura 1.12 Factores limitantes de la desalación por ósmosis inversa (Fritzmann *et al.*, 2007).

1.4.1 Deterioro de la membrana

Varios productos químicos pueden deteriorar la capa activa de la membrana, ocasionando un daño irreversible que va asociado a una reducción de la capacidad de rechazo de las sales e incluso la destrucción de la membrana.

CaSO₄ CaCO₃ CaF₂ BaSO₄ SiO₂ SrSO₄ Mg(OH)₂

Los agentes oxidantes usados en el pretratamiento del agua de alimentación a la ósmosis inversa o productos químicos de limpieza son el grupo más importante de sustancias responsables del deterioro de la membrana, la presencia incluso de cantidades traza de tales compuestos puede oxidar la superficie de la membrana y dañar la capa activa.

Los proveedores de membranas por lo tanto dan restricciones en cuanto al contacto con los agentes oxidantes, además, las membranas poliméricas son moderadamente susceptibles a los valores de pH muy bajos o altos por lo tanto, el ajuste y el control del pH es necesario para asegurar una operación estable.

1.4.2 Mecanismos de bloqueo en membrana

Durante la operación de una planta de ósmosis inversa, se debe tener cuidado de que las partículas disueltas, coloidales o materia orgánica no se acumulen en la superficie de la membrana, para que no se forme una capa continua que reduzca o inhiba la transferencia de fluido a través de la membrana. Dependiendo de los mecanismos, podemos distinguir el incrustamiento, que denota la precipitación de material inorgánico en la superficie de la membrana, y el ensuciamiento, el cual es debido al transporte de partículas o al crecimiento biológico sobre la superficie de la membrana.

Incrustamiento: Es causado por la sobresaturación de compuestos inorgánicos concentrados en el lado de la alimentación, las sales sobresaturadas pueden precipitarse en la superficie de la membrana constituyendo una delgada capa, la cual obstaculiza la transferencia de masa a través de la membrana. El incrustamiento ocurre siempre en la superficie de la membrana debido al aumento de la concentración de las sales cerca de la membrana causada por la polarización de la concentración.

Algunas de las sustancias más importantes causantes de incrustamiento son: carbonato de calcio (CaCO_3), sulfato de calcio (CaSO_4), sulfato de bario (BaSO_4) y compuestos de silicio. El incrustamiento puede reducir drásticamente el flujo de permeado, es por esto que debe ser evitado en todos los casos. La parte del proceso de ósmosis inversa más susceptible al incrustamiento es donde la alimentación tiene la concentración más alta de

sales, aunque el incrustamiento de algunos compuestos puede ser removido limpiando la membrana con ácido, en la práctica no es posible transportar fuera del módulo el lodo cristalino formado, por lo tanto, el pretratamiento se utiliza para la estabilización de las sustancias que podrían causar el incrustamiento, mediante el ajuste de pH y el uso de sustancias antincrustantes la precipitación puede ser inhibida.

El crecimiento cristalino se divide generalmente en tres etapas según lo demostrado en figura 1.13, los agentes antincrustantes inhiben una o más de estas etapas de formación (Fritzmman *et al.*, 2007).

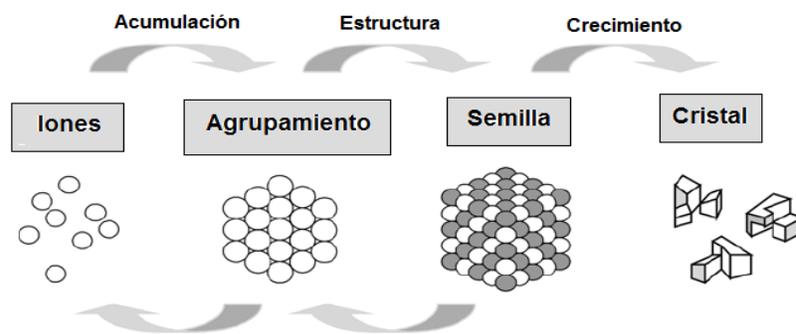


Figura 1.13 Etapas del incrustamiento en membranas de ósmosis inversa (Fritzmman *et al.*, 2007).

Ensuciamiento: Es causado tanto por el transporte convectivo y difusivo de la materia coloidal y suspendida, así como por el crecimiento biológico, el llamado bioensuciamiento (biofouling). La existencia de una capa de ensuciamiento añade una mayor resistencia sobre la transferencia de masa de la membrana y el funcionamiento disminuye perceptiblemente, además, el ensuciamiento también aumenta la pérdida de presión a lo largo de la membrana, mientras que se disminuye el rechazo de las sales.

Existen dos tipos de ensuciamiento: fisicoquímico y biológico, los cuales se originan por contaminantes fisicoquímicos y biológicos.

Una remoción completa de materia contaminante no es posible y el ensuciamiento tiene que ser tolerado hasta la disminución del flujo en un valor de 75% del flujo original (Fritzmman *et al.*, 2007).

1.4.3 Contaminantes que causan ensuciamiento de las membranas

Los componentes rechazados por la membrana de OI poseen un riesgo de ensuciamiento general en la operación de la planta. Estos contaminantes se pueden clasificar en cuatro categorías (Fritzmann *et al.*, 2007):

- Contaminantes físicos o materia en forma de partículas, que se relacionan con la deposición de partículas en la superficie de la membrana.
- Contaminantes biológicos, que pueden deteriorar la membrana o formar una capa (biofilm), lo cual inhibe el flujo a través de la membrana.
- Contaminantes químicos inorgánicos disueltos, que causan el incrustamiento.
- Contaminantes químicos orgánicos, que pueden reaccionar con la membrana.

1.4.3.1 Contaminantes físicos

La materia en forma de partículas en aguas naturales se puede clasificar en cuatro diferentes categorías dependiendo de tamaño de partícula:

- Sólidos sedimentables >100 micrómetros (μm)
- Sólidos supra-coloidales 1-100 μm
- Sólidos coloidales 0.001-1 μm
- Sólidos en suspensión <10 Å (angstrom)

Partículas más grandes a $>25 \mu\text{m}$ pueden ser removidas fácilmente con varias opciones de tratamiento, por ejemplo, las rejillas, filtros cartucho, filtración media dual, etc. Las partículas inorgánicas más comunes son arcillas de silicato de aluminio (0.3-1 μm) y partículas coloides de hierro (óxido de hierro, óxido de aluminio y sílice), el tipo de alimentación más problemático que puede presentarse es aquel que contiene partículas coloidales que no pueden ser removidas fácilmente por lechos granulares, debido a su diminuto tamaño o a efectos electrostáticos de repulsión en el medio. En tales casos es necesario agregar un coagulante o un agente de floculación.

Los coagulantes más frecuentemente usados son el cloruro férrico, sulfato de aluminio y polímeros catiónicos. Los coagulantes poliméricos son efectivos en

dosificaciones muy pequeñas pero pueden causar dificultades en cuanto a ensuciamiento de la membrana (Fritzmman *et al.*, 2007).

La presencia de sólidos suspendidos se puede determinar mediante el análisis del índice de densidad de ensuciamiento (Índice de Densidad de Ensuciamiento, SDI), turbiedad, medición del potencial zeta y un conteo de partículas. Para la prevención del ensuciamiento por partículas coloidales, los fabricantes de las membranas exigen una turbiedad < 0.2 unidades de turbiedad nefelométricas (UTN), un potencial zeta > -30 milivoltios (mV) y un valor de SDI $< 3-5$. Las aguas provenientes de pozos tienen una carga mucho menor de materia coloidal y a menudo no se necesita una mayor reducción del contenido coloidal (Fritzmman *et al.*, 2007).

1.4.3.2 Ensuciamiento biológico (Biofouling)

Todas las aguas crudas contienen microorganismos tales como bacterias, hongos, algas, virus y organismos más complejos tales como protozoarios o restos bióticos, como fragmentos de la pared celular de bacterias. En la gran superficie de la membrana, los nutrientes orgánicos disueltos del agua, son concentrados debido a la polarización de la membrana, por lo que los microorganismos presentes en un sistema de OI encuentran condiciones ideales para el crecimiento dando por resultado la posible formación de una capa llamada biofilm (Redondo *et al.*, 2001).

La formación de biofilm consiste en tres etapas (Fritzmman *et al.*, 2007):

- Transporte hacia la superficie de la membrana
- Fijación a la superficie y
- Crecimiento del biofilm

El ensuciamiento biológico puede influenciar el funcionamiento de un sistema de OI, dando por resultado el incremento de la pérdida de presión a lo largo del canal de la alimentación y una significativa disminución del flujo, el ensuciamiento biológico no puede ser removido fácilmente porque los microorganismos son protegidos contra fuerzas de corte y desinfectantes debido a la formación de un gel en forma de capa. Si una parte de la capa de gel es removida por desinfección, como por ejemplo: cloración, la materia celular muerta sirve como nutriente adicional conduciendo a un nuevo

crecimiento biológico intensivo. Es por lo tanto, esencial para el buen funcionamiento del proceso de OI el reducir el ensuciamiento biológico al mínimo mediante un pretratamiento efectivo.

El potencial de ensuciamiento biológico es más alto con sistemas de toma abierta de agua que con agua proveniente de pozo, que presenta una calidad de agua más alta. El pretratamiento generalmente se requiere para prevenir el ensuciamiento biológico en aguas superficiales ([Redondo et al., 1997](#)).

1.4.3.3 Contaminantes químicos inorgánicos disueltos

El incrustamiento de una membrana de ósmosis inversa ocurre si las concentraciones de sales poco solubles, es decir, los iones bivalentes y polivalentes exceden su nivel de solubilidad. La concentración en el canal de alimentación dentro de un módulo aumenta, y con el aumento en la recuperación, el riesgo de incrustamiento crece, sin embargo, los niveles de solubilidad definen solamente el nivel de concentración mínimo en el cual la incrustación puede ocurrir. En la operación práctica, incluso en concentraciones muy altas, el incrustamiento puede no ocurrir debido a los largos tiempos para la cristalización. Sin embargo, es práctica común no exceder los límites de solubilidad.

Los compuestos inorgánicos disueltos, que muy probablemente causen incrustamiento son: calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), carbonatos (CO_3^{2-}), sulfatos (SO_4^{2-}), sílice y hierro, si se exceden los límites de solubilidad, los compuestos más probablemente encontrados en el incrustamiento de la superficie de la membrana son: CaCO_3 , sulfatos de calcio, estroncio y bario, fluoruro de calcio (CaF_2) y varios compuestos de silicio. Los hidróxidos de aluminio (Al), hierro (Fe) y manganeso (Mn) precipitan normalmente antes del contacto con la membrana ([Fritzmann et al., 2007](#)).

La mayoría del agua natural superficial y subterránea contiene altas concentraciones de CaCO_3 , cercanas a la saturación. El incrustamiento de los carbonatos puede prevenirse mediante el ajuste del pH.

Con valores ácidos de pH el equilibrio de acuerdo a lo siguiente:



Será favorecido hacia el lado izquierdo y la solubilidad de los iones de calcio aumentará. Por lo tanto, la precipitación e incrustamiento del carbonato es evitada generalmente manteniendo el pH de la alimentación a la OI en valores de 4-6. El ácido usado para el ajuste del pH deberá tener muy buena calidad. La mayoría de los ácidos usados comúnmente para el ajuste del pH son el ácido clorhídrico y el ácido sulfúrico. Este último se maneja más fácilmente y a menudo es más fácilmente su disposición, pero se tiene el riesgo de incrementar la incrustación de sulfatos debido a la alta concentración que presenta ([Redondo et al., 2001](#)).

El incrustamiento de carbonatos, sulfatos y CaF_2 puede evitarse con la adición de antincrustantes tales como polímeros orgánicos, agentes tensoactivos, fosfonatos orgánicos y fosfatos, por ejemplo, el polihexametafosfato (nombre comercial: Calgon), que interfieren con la cinética de la nucleación, formación y/o crecimiento cristalino. La presencia de silicio complica de manera importante el proceso de la desalación con OI. El umbral en los límites de precipitación e incrustamiento del silicio es difícil de predecir pues está influenciado por una gran cantidad de parámetros. Otra dificultad es la carencia de un antincrustante para el silicio que pueda utilizarse con confianza para ampliar los límites de la recuperación del agua, por otra parte, el silicio incrustado y depositado en la membrana es muy difícil y costoso de remover. En presencia de silicio, es habitual que los límites de recuperación de agua se restrinjan por debajo del límite de saturación para el silicio (120 mg/L aproximadamente). Los antincrustantes pueden trabajar en la operación con una concentración máxima de silicio de 220 mg/L ([Fritzmann et al., 2007](#)).

1.4.3.4 Contaminantes químicos orgánicos

La degradación de materia orgánica, como la que existe en las plantas, produce una matriz de macromoléculas llamadas ácidos húmicos, la materia orgánica en aguas naturales se presenta generalmente como sustancias húmicas en concentraciones entre 0.5 y 20 mg/L carbono orgánico total (COT) en agua salobre y hasta 100 mg/L COT en el agua de mar superficial ([Fritzmann et al., 2007](#)).

Los ácidos húmicos tienen una estructura fenólica polimérica y tienen la capacidad de formar quelatos con iones de algún metal, y más importante con los iones del hierro se forma un gel, como una capa de ensuciamiento, por la presencia de complejos de iones polivalentes. La adsorción de esa materia orgánica en la superficie de la membrana resulta en una disminución de la permeabilidad, que incluso puede ser un proceso irreversible, cuando se presentan valores de pH de gran alcalinidad (> 9) el ensuciamiento puede ser prevenido puesto que la membrana y las sustancias orgánicas asumen una carga negativa. La repulsión resultante se utiliza para la limpieza de las membranas (Redondo *et al.*, 1997).

El ensuciamiento irreversible es sobre todo debido a la formación de complejos de calcio. Los complejos de calcio forman estructuras de flóculos altamente compactables que también causan una alta disminución en el flujo en comparación con otros quelatos.

Se ha encontrado que principalmente las sustancias húmicas hidrofóbicas se depositan en la superficie de la membrana y el proceso de adsorción se favorece con partículas positivamente cargadas, compuestos con alto peso molecular, de manera similar, las membranas más hidrofílicas se ha encontrado que son menos propensas al ensuciamiento por coloides orgánicos es decir ácidos húmicos (Schafer *et al.*, 2002; Kabsch *et al.*, 1999).

En la operación de la OI se recomienda remover los ácidos húmicos antes de la filtración del pretratamiento mediante la coagulación-floculación, ultrafiltración o adsorción con carbón activado. Otros contaminantes orgánicos en aguas naturales son gotas de aceite y grasa.

1.5 Principales parámetros de calidad del agua de mar

1.5.1 Caracterización del agua cruda

Más allá de la distinción entre diversas calidades de agua, un análisis detallado del agua de alimentación es necesario para la adaptación del pretratamiento y el ajuste de los parámetros de operación.

La composición del agua de alimentación varía dependiendo de las descargas de las industrias locales, la profundidad del agua, la temperatura, las corrientes

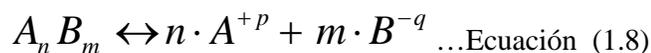
del océano, crecimiento de algas y muchos más parámetros. El contenido en sal en el mar Mediterráneo varía de 3.6% a 3.9% aumentando del oeste al este, sin embargo, el contenido total de sal no es el único parámetro importante para la desalación con membrana. La biomasa, los gases atmosféricos disueltos, la concentración de sales, los metales pesados y la descarga química de industrias son relevantes para la operación de plantas de OI. Por medio de diversos parámetros clave de calidad, el agua puede ser caracterizada, no obstante, un análisis detallado con respecto a los contaminantes existentes de cualquier agua de alimentación es necesario para el diseño óptimo del pretratamiento.

El ensuciamiento e incrustamiento son los mayores problemas en el proceso de desalación de agua salobre y de mar, donde el potencial de ensuciamiento e incrustación dependerán en gran medida de la composición del agua. La abundancia de componentes en el agua nunca puede ser integrada completamente en el ejercicio del diseño de proceso. Sin embargo, la calidad del agua se puede caracterizar por ciertos parámetros dominantes que se utilizan para ganar información sobre la tendencia del agua de alimentación a causar el ensuciamiento e incrustamiento.

Los parámetros comúnmente usados para caracterizar el agua de alimentación son ([Fritzmann et al., 2007](#)):

- El índice SDI (índice de densidad de ensuciamiento), que describe el potencial de ensuciamiento del agua de alimentación y se determina con pruebas de filtración del agua de alimentación o el agua cruda usando membranas porosas de microfiltración.
- El contenido de Ca^{2+} y de Mg^{2+} en el agua de alimentación da información sobre la dureza del agua, que causa problemas en las tuberías. La dureza total es definida por el contenido de calcio, magnesio, bario y estroncio en la solución. Sin embargo, en general solamente la cantidad de calcio y de magnesio se utilizan para caracterizar la dureza de un agua de alimentación.
- El producto de solubilidad, el cual da información sobre las sales limitantes y el potencial de incrustamiento. El producto de solubilidad

depende de la fracción mol de la sal en el agua en condiciones de saturación. En la solución la sal se disuelve en sus iones siguiendo la ecuación general:



El producto de solubilidad cambia con la temperatura y es definido por la ecuación:

$$SP = c_A^n \cdot c_B^m \dots \text{Ecuación (1.9)}$$

Donde SP es el producto de solubilidad, el C_A [mol/L] la concentración del ión negativo en condiciones de saturación y C_B [mol/L] la concentración del ión positivo bajo condiciones de saturación. La comparación de los iones presentes en el agua de alimentación y su producto de solubilidad permite la determinación de la sal limitante y el ajuste en el control de incrustamiento. El producto de solubilidad de sales seleccionadas en agua en 298 K (Kelvin) se presenta en la tabla 1.9 (Fritzmann *et al.*, 2007).

Tabla 1.9 Productos de solubilidad de sales seleccionadas en agua pura a 298 K (Fritzmann *et al.*, 2007).

Sal	Producto de Solubilidad
BaCO ₃	1.6 x 10 ⁻⁹
CaCO ₃	4.7 x 10 ⁻⁹
MgCO ₃	1 x 10 ⁻⁵
NaCl	6.1 x 10 ⁻²

- La conductividad es directamente proporcional al contenido de sales disueltas en el agua y también se utiliza para determinar la cantidad de sales disueltas en la alimentación. La conductividad del agua de mar depende en gran medida de la temperatura, por lo tanto, si la salinidad va a ser calculada a partir de la conductividad, la temperatura se deberá medir al mismo tiempo que la conductividad, para eliminar el efecto de temperatura y para obtener así la salinidad.
- Los sólidos disueltos totales se caracterizan en el contenido de sólidos disueltos en la alimentación, pero no hace diferencia entre las diversas sales.

1.5.2 Predicción del ensuciamiento de membranas

Las herramientas más comunes y más aceptadas para la predicción del ensuciamiento coloidal son el Índice de Densidad de Ensuciamiento (SDI) y el Índice de Ensuciamiento Modificado (MFI). Ambos se basan en la filtración de la torta en una membrana de microfiltración nominal de 0.45 μm Millipore™ a presión constante.

1.5.2.1 Índice de Densidad de Ensuciamiento

De un tanque de alimentación el agua cruda se alimenta a través de una membrana microporosa con un área definida a una presión transmembranal constante.

$$SDI_{15(5)} = \frac{\left(1 - \frac{t_1}{t_2}\right) \cdot 100}{T_{15(5)}} \text{ [% min}^{-1}\text{]} \dots \text{Ecuación (1.10)}$$

El SDI es determinado por la comparación de los tiempos de filtración t_1 y t_2 de dos mediciones de filtración en intervalos estandarizados $T_{15(5)}$ de 15, 10 y 5 min respectivamente, para un volumen definido de filtración, el SDI se utiliza para estimar el potencial de ensuciamiento causado por los coloides suspendidos orgánicos o inorgánicos. Los biopolímeros que causan ensuciamiento no son retenidos suficientemente por la membrana y así, el potencial de ensuciamiento biológico no se puede estimar por el método de prueba del SDI.

A partir de las mediciones del SDI algunas recomendaciones para el pretratamiento pueden ser desarrolladas, los fabricantes membranas exigen a menudo valores rigurosos de SDI de 2 a 4, aunque el método de SDI sea ampliamente utilizado en la industria, la predicción del SDI al ensuciamiento causa controversia. Existen reportes de problemas de ensuciamiento con valores de SDI menores de 1, por otro lado, se han reportado casos de viabilidad económica con un agua de alimentación con valor de SDI mayor a 5, en otros no encontró ninguna correlación clara entre el SDI y el potencial de ensuciamiento (Fritzmann *et al.*, 2007). Los parámetros de la prueba se muestran en la tabla 1.10.

Tabla 1.10 Definición, condiciones e indicaciones para la determinación del SDI (Fritzmann *et al.*, 2007).

Definición del Índice de Densidad de Ensuciamiento	Condición $V_1 = V_2$
$SDI_{15(5)} = \frac{\left(1 - \frac{t_1}{t_2}\right) \cdot 100}{T_{15(5)}} \text{ [% min}^{-1}\text{]}$ <p> t_1: tiempo de filtración para el Volumen 1 t_2: tiempo de filtración para el Volumen 2 $(1 - t_1/t_2) \cdot 100$ Porcentaje de bloqueo $T_{15(5)}$ Tiempo de la prueba: medida desde el inicio de la filtración 1 al inicio de la filtración 2: T_{15} = tiempo en 15 min.; T_5 = tiempo 5 min. </p>	$V_{1,2} = 500$ mL para $T = 15$ min. $V_{1,2} = 100$ mL para $T = 5$ min.
Diferencia de presión: $p = 2$ bar \pm 5%, Filtro: 0.45 μ m diámetro de poro Área de la membrana: 1350 milímetros cuadrados (mm^2)	
Indicaciones para la Ósmosis inversa con relación a los valores de SDI	
SDI < 1	Varios años sin ensuciamiento coloidal
SDI < 3	Lavados de membrana en varios meses
SDI 3 – 5	Ensuciamiento por partículas que causara el lavado frecuente de la membrana
SDI > 5	Valor inaceptable, la implementación de un pretratamiento es inaceptable.

1.5.2.2 Predicción de la contaminación biológica (bioensuciamiento)

La predicción del biofouling todavía está aun en su etapa inicial. Como acciones preventivas actuales se tienen la aplicación del pretratamiento con una etapa de desinfección mediante el uso de cloro y la limpieza de la membrana. Además, la posible presencia de ensuciamiento biológico se detecta en etapas tempranas mediante análisis superficiales de la membrana en la corriente de alimentación. Los análisis se realizan periódicamente para detectar bacterias presentes, además, la inspección de los filtros cartucho y el interior de la tubería en el lado de la alimentación se realizan de manera regular (Redondo *et al.*, 1997).

El potencial de ensuciamiento biológico se relaciona con la concentración de microorganismos en el agua cruda, la corriente de alimentación y de concentrado. También, la concentración y el tipo de nutrientes determinan el crecimiento biológico que puede formar una capa que obstruya la membrana (biofilm).

Vrouwenvelder *et al.*, (2001) reportan la evaluación de diversos tipos de biomasa y el potencial de crecimiento como parámetros para la predicción del ensuciamiento en membranas de OI, la concentración de adenosintrifosfato (ATP), es decir, una medida para la cantidad de biomasa activa, y el conteo

directo del microscopio de células totales (CT), el cual no distingue entre la materia celular activa e inactiva, se han utilizado como parámetros para la concentración de microorganismos ([Vrouwenvelder et al., 2001](#)). Los parámetros analizados para la evaluación de la concentración de sustancias, que promueven el crecimiento en agua, son la concentración del carbón orgánico (AOC) fácilmente asimilable y la tasa de formación de biofilm (BFR). Sin embargo, ninguna prueba estandarizada existe hasta ahora para la predicción del biofouling.

1.6 Pretratamientos aplicados al influente de la ósmosis inversa

Debido a la sensibilidad al ensuciamiento de las unidades de ósmosis inversa, se requiere de un agua de alimentación con alta calidad para asegurar el funcionamiento estable a largo plazo, un pretratamiento que sea capaz de proporcionar un agua de alimentación de alta calidad, sin importar la fluctuación en la calidad del agua cruda, es por lo tanto esencial para el funcionamiento y operación de la planta.

El pretratamiento sirve para reducir el potencial de ensuciamiento, incrementar la vida útil de la membrana de ósmosis inversa, mantener un nivel de funcionamiento y reducir al mínimo el incrustamiento en la superficie de la membrana ([Fritzmann et al., 2007](#)).

Para caracterizar el potencial de ensuciamiento de la corriente de alimentación, el valor de SDI se utiliza generalmente. Los proveedores de las membranas recomiendan valores de $SDI_{15} < 3$ en el agua de alimentación de la OI para evitar el incremento en la pérdida de presión en los módulos y para reducir la contaminación.

Un sistema de pretratamiento poco fiable da lugar a altas tasas de contaminación en la membrana, limpieza frecuente, tasas de recuperación más bajas, reducción de la vida de la membrana, presión de operación más alta y una calidad pobre del producto. Todos estos efectos tienen una influencia directa en los costos operacionales, por lo tanto, se tiene que realizar un estudio detallado del sistema de pretratamiento al diseñar una planta de desalación. Un esquema simplificado del proceso de pretratamiento se da en figura 1.14 ([Fritzmann et al., 2007](#)).

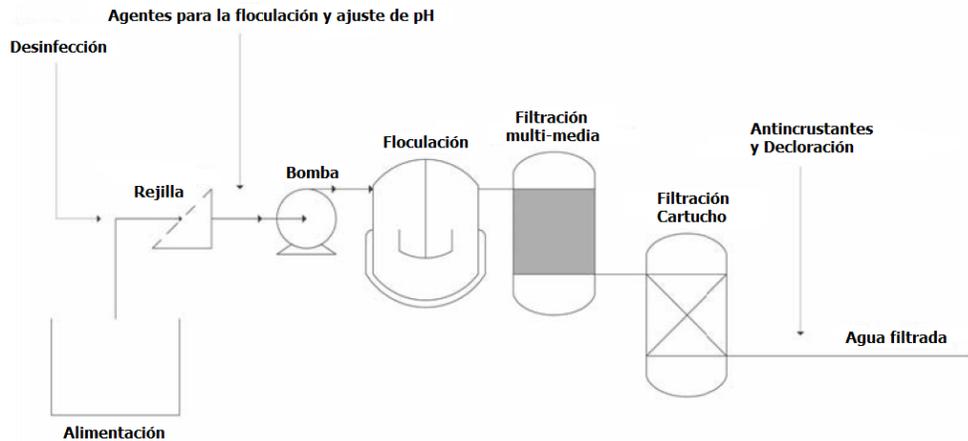


Figura 1.14 Esquema simplificado del proceso de pretratamiento convencional (Fritzmann *et al.*, 2007).

El pretratamiento puede dividirse en dos grupos: el pretratamiento físico y el pretratamiento químico, el primero es responsable de la filtración mecánica con rejillas, filtros cartucho, filtros de arena o filtración con membranas. El pretratamiento químico incluye la adición de inhibidores para la incrustación, coagulantes, desinfectantes y polielectrolitos (Migliorini *et al.*, 2004).

En el pasado, la mayoría de las plantas de ósmosis inversa usaban un pretratamiento convencional, que se define como un pretratamiento químico y físico sin el uso de la tecnología de las membranas.

El pretratamiento convencional utiliza generalmente la coagulación-floculación, sedimentación, filtración con arena seguida de una filtración cartucho, como pretratamiento físico.

Con la disminución de la calidad del agua cruda y la disminución de costos de las membranas, en un número mayor de proyectos se está considerando el uso del pretratamiento con membranas antes de la etapa de la ósmosis inversa como alternativa al pretratamiento convencional (Fritzmann *et al.*, 2007).

Las membranas de micro- y de ultrafiltración son alternativas importantes y se estima que el pretratamiento con membranas crecerá rápidamente en los próximos años (Vial *et al.*, 2003).

El tipo de pretratamiento depende de la calidad del agua de alimentación que varía con la localización de la planta y del sistema de toma, mientras que para el agua de alimentación proveniente de pozos, la filtración con cartuchos es

generalmente suficiente, el agua de alimentación de toma abierta de agua de mar exige un pretratamiento más extenso. En el tratamiento de aguas residuales con OI, las membranas son ya una solución avanzada en el pretratamiento debido a las ventajas que presentan en cuanto a la demanda de área, fluctuación de la turbiedad y control del ensuciamiento. El alcance del uso de las membranas en el pretratamiento SWRO se espera que aumente porque ofrece una mayor eficiencia con un espacio requerido menor y la disminución de los costos.

1.6.1 Pretratamiento Convencional

Mientras que el pretratamiento químico es responsable del ajuste del pH, el incremento de la solubilidad de las sales y la desinfección, el pretratamiento físico es responsable de la separación de partículas dispersas del agua de alimentación para prevenir el bloqueo, ensuciamiento y disminución del flujo de la membrana. El pretratamiento convencional y con membranas son las dos opciones actualmente aplicadas en el tratamiento previo. El pretratamiento convencional sigue siendo la opción predominante en la aplicación del pretratamiento, exige la dosificación química y generalmente consiste en coagulación-floculación, sedimentación y filtración para quitar mecánicamente partículas coloidales y algas.

Las medidas que se toman en cuenta dentro del pretratamiento convencional para una planta de SWRO generalmente incluyen los siguientes pasos ([Fritzmann et al., 2007](#)):

- Rejillas para la prefiltración gruesa.
- Adición de ácido
- Desinfección con cloro
- Coagulación
- Floculación
- Filtración simple o de doble etapa con arena
- Adición de bisulfito del sodio (para remover el cloro residual) y de antincrustantes
- Filtración con cartucho (tamaño de poro 5-10 μm)

Los sistemas convencionales de filtración son retrolavados con agua filtrada y aire por lo menos una vez al día, la tasa de reemplazo del filtro varía, dependiendo de la calidad del agua cruda, en un intervalo de dos a ocho semanas. La filtración con arena en una sola etapa o incluso una filtración simple con cartucho puede alcanzar valores de SDI debajo de 3, si el sistema es alimentado por agua de fuentes tales como pozos de playa, que proporcionan el agua cruda de buena calidad (Wolf *et al.*, 2005). Pero cuando se utiliza la toma abierta de agua de mar, la calidad es pobre durante las tormentas o el florecimiento de algas y puede causar problemas incluso en un sistema de pretratamiento convencional correctamente optimizado.

Algunas desventajas adicionales de los sistemas de pretratamiento convencionales para la operación de las membranas de ósmosis inversa que se han observado son (Pearce *et al.*, 2004):

- Fluctuaciones de la calidad del agua de alimentación hacia la membrana de OI
- Dificultades para suministrar valores constantes de SDI < 3
- Dificultades para remover partículas pequeñas (10-15 micras)
- Espacio requerido grande debido a las velocidades lentas de la filtración
- La influencia del coagulante en el funcionamiento de la membrana

El espacio requerido para un pretratamiento convencional es aproximadamente de 35-40 m²/1000 m³/día de permeado (Fritzmann *et al.*, 2007). El pretratamiento convencional es generalmente complejo, demanda mucha labor operativa y espacio (Van Hoff *et al.*, 2001).

Además de los pasos de separación mecánicos de más uso general como lo es la filtración multimedia y filtración con cartucho, son conocidas otras combinaciones de tecnologías de separación mecánica que se aplican por todo el mundo. Los sedimentadores de placa o tubulares combinados con la filtración multimedia como pretratamiento físico se ha reportado que han alcanzado valores medios de SDI₁₅ de 3 (Fritzmann *et al.*, 2007).

En un estudio sobre el pretratamiento de la sección de ósmosis inversa de una planta híbrida de desalación en Al Fujairah (Emiratos Árabes Unidos), el pretratamiento convencional demostró una reducción de los valores SDI₅ de 12-19 en el agua cruda hasta un valor de SDI₁₅ 2-4.5 después del pretratamiento y

una reducción de la turbiedad de hasta 75%. Esto fue alcanzado por medio de la desinfección química y la coagulación-floculación, la filtración multimedia con arena y la filtración con cartucho (Fritzmann *et al.*, 2007).

En la etapa de OI cerca de 170,000 m³ /d de permeado se producen en una recuperación del 40%. La tasa de dosificación química y los efectos del pretratamiento en la calidad del filtrado se presentan en las tablas 1.11 y 1.12 (Fritzmann *et al.*, 2007).

Tabla 1.11 Dosis de reactivos químicos aplicados en la planta híbrida de desalación de Al Fujairah (EAU) (Fritzmann *et al.*, 2007).

Sustancia química	Concentración, ppm
Cloro	3
Cloruro de Hierro	3
Coagulante Catiónico	0.85
Ácido Sulfúrico	25
Antincrustante	1.05
Bisulfito de Sodio	6

Para prevenir el crecimiento biológico fue inyectado hipoclorito de sodio, una vez por semana en una dosis de 2-3 ppm por dos horas. El agente para la coagulación bajo la forma de cloruro férrico fue agregado en un intervalo de dosis de 3 a 5 ppm (Fritzmann *et al.*, 2007).

Los costos para los productos químicos usados en el pretratamiento se reporta que están en la gama de 4.8-5.7 % del costo total de operación y mantenimiento. Los costos de los reactivos químicos fueron de 0.03 \$/m³ permeado, es decir, de acuerdo con los valores reportados. El consumo de energía para el pretratamiento convencional en este estudio representó la cantidad de 0.416 kWh/m³ filtrado. Si se asume un índice de recuperación del 40%, el consumo de energía es 1.04 kWh/m³ permeado, representando el 20.2 % del consumo de energía total de la sección de ósmosis inversa de la planta (Fritzmann *et al.*, 2007).

Tabla 1.12 Parámetros para evaluar la eficiencia del pretratamiento en la planta híbrida de desalación de Al Fujairah (EAU) (Fritzmann *et al.*, 2007).

Características	Antes de pretratamiento	Después del pretratamiento
Turbiedad	0.368	0.157

SDI	14.6	3.4
Hierro, ppm	0.058	0.009
Hidrocarburos de petróleo totales, ppb	0.005	No detectado

NOTA: ppb, partes por billón

1.6.2 Pretratamiento no convencional con membranas

Las membranas de microfiltración y de ultrafiltración han sido aplicadas con éxito en el pretratamiento de aguas crudas mucho más contaminadas que el agua de mar, por ejemplo en aguas residuales industriales y municipales durante muchos años. Ambos tipos de membrana forman una barrera contra partículas suspendidas, materia coloidal y bacterias. Por lo tanto, garantizan un valor bajo de SDI del agua de alimentación hacia la OI; incluso con una fuerte fluctuación en la calidad del agua cruda, permitiendo la operación con un flujo de permeado alto y estable, incluso en la operación a largo plazo (Pearce *et al.*, 2004).

En un proceso que utiliza las membranas en el pretratamiento, el agua cruda generalmente es prefiltrada por una rejilla mecánica antes de que se alimente a la membrana. La dosificación química en el pretratamiento con membranas se reduce perceptiblemente en comparación al pretratamiento convencional. Los módulos disponibles en el comercio son: placa sumergida- presión mediante capilaridad-, presión conducida en módulos de espiral y módulos huecos sumergidos de fibra capilar.

El ensuciamiento que ocurre en la superficie de la membrana tiene que ser removido, el retrolavado con permeado o el enjuague con el permeado tratado con cloro, combinado con aire se han divulgado para ser muy eficiente en la eliminación de las partículas que se depositan en la superficie de la membrana.

Se han comparado las membranas de microfiltración y de ultrafiltración en el pretratamiento para determinar las diferencias en la calidad del líquido filtrado. En la realización de la prueba, la alimentación a la membrana fue pre-filtrada con un filtro de 1 μm para tener una calidad similar del agua de alimentación en todas las pruebas. La microfiltración con membranas de 0.1 μm , así como la ultrafiltración con membranas de 100 kDa (kiloDaltones) y 20 kDa fueron probadas. Las pruebas demostraron que no existe ninguna diferencia significativa entre la microfiltración y la ultrafiltración con membranas de 100 kDa, respecto a la disminución del flujo en el elemento de OI, lo que sugiere un

potencial de ensuciamiento igual del líquido filtrado. La membrana de ultrafiltración de 20 kDa dio lugar a una disminución en la reducción del flujo en el elemento de OI, sugiriendo menor ensuciamiento de la membrana. Sin embargo, tuvieron que ser aplicadas presiones más altas para alcanzar un flujo similar (Fritzmman *et al.*, 2007).

Experiencias aplicando el pretratamiento con membranas: El pretratamiento con membranas ofrece ventajas en términos de calidad del agua de alimentación a la OI y ha sido aplicado satisfactoriamente en varios sitios donde se realiza la desalación.

Se han implementado membranas de fibra hueca de 0.1 µm para el pretratamiento de agua del mar Mediterráneo con una calidad de agua cruda como se reporta la tabla 1.13 (Fritzmman *et al.*, 2007).

Tabla 1.13 Calidad del agua de alimentación del mar mediterráneo (Fritzmman *et al.*, 2007).

Temperatura en la alimentación, °C	24-31
pH	7.8-8.2
Turbiedad promedio (picos), UTN	2.9 (24)
SDT	35,000-43,000
SDI₁₅ (promedio)	13-27 (17.8)

Las tormentas causan picos significativos de los valores de turbiedad y SDI del agua cruda de mar, incrementando así la turbiedad y el SDI del filtrado. Un lavado químico intensivo fue realizado para restablecer el flux normal de permeado. El pretratamiento con membranas proporcionó un agua de alimentación a OI con una alta calidad, con un valor de SDI consistentemente por debajo de 1.8, permitiendo la operación con altas tasas de recuperación, reduciendo el costo total del sistema.

También fue analizado el pretratamiento con membranas en la desalación con ósmosis inversa en Port Jedda, Arabia Saudita, como alternativa al pretratamiento convencional instalado, el cual no podía cumplir con la calidad del agua de alimentación durante el florecimiento de algas y las tormentas. La alimentación al pretratamiento con membranas de UF fue tomada de la corriente optimizada para el pretratamiento convencional, es decir fue acidificada y dosificada con cloruro férrico. El pretratamiento con membranas con retrolavado diario auxiliado con aire, alcanzó un líquido filtrado con un valor medio de SDI de 2.2 con todos los valores debajo de 3 incluso durante las

tormentas y el florecimiento de algas. Comparado al sistema de pretratamiento convencional existente, ésta ha sido una mejora de la calidad del agua de alimentación a OI en términos de SDI en un valor de dos unidades. Una calidad más alta del agua de alimentación de OI dio lugar a la reducción del ensuciamiento del elemento de ósmosis inversa en un 75% y así se evita el tiempo muerto o las pérdidas de producción (Pearce *et al.*, 2004).

Problemas con el sistema del pretratamiento en Tampa Bay, Florida, combinado con dificultades operacionales han aumentado perceptiblemente el costo para el proceso desalación. La capacidad de producción es 94,000 m³/d y constituido originalmente de un sistema de pretratamiento de dos etapas de filtración media dual. Sin embargo, el pretratamiento ha sido insuficiente y no podría cumplir el nivel de valores de SDI del agua de alimentación, que causan ensuciamiento severo de los elementos de OI. El uso y el consumo más alto de reactivos químicos y energía resultantes así como un reemplazo más frecuente de elementos de OI, aumentan perceptiblemente los costos operacionales.

El uso de las membranas sumergidas de fibra hueca de ultrafiltración en sustitución a las instalaciones del pretratamiento convencional asegura la operación estable, produciendo un agua de alimentación a OI con un valor de SDI₁₅ menor a 1.0 sin importar la turbiedad y el florecimiento de algas en el agua de alimentación. Además, la implementación del sistema de pretratamiento con membrana de UF permitió que la planta de ósmosis inversa fuera operada con un mayor flux y una alta tasa de recuperación (Fritzmán *et al.*, 2007).

Una revisión comparativa de la influencia del pretratamiento convencional y con membranas se presenta en la tabla 1.14 (Fritzmán *et al.*, 2007). El pretratamiento con membranas incrementa el flux de permeado, proporciona una mejor calidad del agua de alimentación a la etapa de OI y a menudo hace innecesario el uso de filtros cartucho. Por otro lado como contraparte, las membranas de ultrafiltración exhiben tiempos de vida más cortos que los filtros de arena convencionales. Por lo tanto, costos más altos por el reemplazo de la membrana vienen junto con ventajas en calidad del agua de alimentación a la etapa de la ósmosis inversa.

Tabla 1.14 Comparación del impacto del pretratamiento con UF en una planta de OI para la desalación de agua de mar (Fritzmann et al., 2007).

	Pretratamiento con UF: Zee Weed^R 1000 membrana de fibra hueca sumergida	Pretratamiento convencional: coagulación en línea y 2 etapas de filtración con arena
Calidad del agua tratada	SDI < 2.5. 100% del tiempo, usualmente <1.5 Calidad constante y confiable Turbiedad < 0.1 UTN	SDI <4, 90% del tiempo Calidad fluctuante Turbiedad < 1.0 UTN
Tiempo de vida típico	Membranas de UF: 5-10 años Cartuchos : a menudo no necesarios	Filtros: 20-30 años Cartuchos: 2-8 semanas
Flux promedio en OI	~18 L/m ² h	~14 L/m ² h
Tasa de reemplazo SWRO	~10%	~14% por año
Frecuencia de limpieza SWRO	~1-2 veces por año	~4-12 veces por año
Espacio requerido en pretratamiento	~30-60% (respecto al convencional)	100%

1.7 Postratamiento

El permeado proveniente de las plantas de agua salobre o de mar con ósmosis inversa, que no es tratado, no se encuentra conforme a los estándares del agua potable tales como los criterios de calidad de la Organización Mundial de la Salud (OMS) (WHO, 2004), la normatividad mexicana respecto al agua potable NOM-127-SSA1-1994 y los estándares de calidad para agua potable del Golfo (Gulf Drinking Water quality Standards). Los requisitos para agua potable según la diversa legislación del agua potable se enumeran en la tabla 1.15 (Fritzmann et al., 2007).

Debido a los valores bajos de SDT, el agua de permeado de la OI puede ser desagradable, corrosiva y afectar la salud. El postratamiento es por lo tanto parte esencial de la mayoría de las plantas de ósmosis inversa, para el cumplimiento de estándares para agua de consumo y de irrigación.

Tabla 1.15 Diversos límites para algunos parámetros para agua potable (Fritzmann et al., 2007, NOM-127-SSA1-1994).

Parámetro	Estándares para agua potable del Golfo	Criterios de la WHO para agua potable	Estándares para agua potable de Europa	Estándares para agua potable de México
Color (U Pt-Co)	15	15	n.r.	20
Turbiedad,	5	< 1	n.r.	5

UTN				
Sabor	Aceptable	Aceptable	n.r.	Agradable
Olor	Aceptable	Aceptable	n.r.	Agradable
pH	6.5-8.5	8	6.5-9.5	6.5-8.5
SDT (mg/L)	100-1000	1000	n.r.	1000
Conductividad [μ S/cm]	160-1000	n.r.	2500	n.r.
Aluminio (mg/L)	0.2	0.2	n.r.	0.20
Boro (mg/L)	n.r.	0.5	n.r.	n.r.
Calcio (mg/L)	200	n.r.	n.r.	n.r.
Cloro Residual (mg/L)	0.2-0.5	0.6-1.0	n.r.	0.2-1.50
Cloruro (mg/L)	250	250	250	250
Cobre (mg/L)	1.0	1.0	n.r.	2.0
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	500	n.r.	n.r.	500
Hierro (mg/L)	0.3	0.3	n.r.	0.30
Magnesio (mg/L)	150	n.r.	n.r.	n.r.
Manganeso (mg/L)	0.1	0.1	n.r.	0.15
Sodio (mg/L)	200	200	200	200
Sulfatos (mg/L)	n.r.	250	250	400
Zinc (mg/L)	5.0	3.0	n.r.	5.0

Nota: n.r. no reportado; μ S /cm, microsiemen sobre centímetro; U Pt-Co, unidades Platino-Cobalto; UTN, unidades de turbiedad nefelométrica

El permeado tiene que ser sometido a un proceso de re-endurecimiento para prevenir la corrosión de la tubería en la red de distribución, además necesita ser ajustado el valor de pH y el contenido del CO₂ para la prevención del incrustamiento y el agua necesita una desinfección adicional. Por otra parte, existen restricciones en el contenido del boro, porque plantea un problema de separación en la desalación con OI debido al limitado rechazo del boro de las membranas existentes de OI. Por lo tanto tienen que ser tomadas medidas especiales para cumplir los límites del boro.

1.7.1 Remineralización y recarbonación

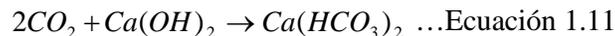
La acción corrosiva del agua es caracterizada a menudo por su índice de saturación de Langelier (LSI). El "agua corrosiva" se define como un agua que tiene un LSI negativo. El LSI se define como la medición del valor de pH del agua menos el valor de pH al equilibrio (pH_s) del sistema si se encuentra saturado con CaCO₃ a los valores medidos de alcalinidad y de calcio. Si el LSI es negativo, el agua es corrosiva. Para un LSI igual a cero, el agua no será agresiva y no se encontrará ninguna capa de material depositado. Un LSI

positivo dará lugar a la deposición del carbonato de calcio. El objetivo de cualquier proceso de re-endurecimiento del permeado de OI es producir un LSI levemente positivo para prevenir la corrosión de la tubería y tener una capa fina de la precipitación para una protección adicional.

Existen varios métodos para re-endurecer el agua de permeado resumidos por [Withers, \(2005\)](#) y [Hasson et al., \(2006\)](#). A continuación se describen de manera general.

1.7.2 Disolución de hidróxido de calcio con dióxido de carbono

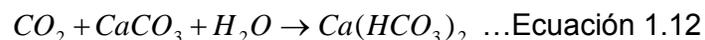
Un método de uso general para aumentar la alcalinidad del agua y hacerla no agresiva y/o anticorrosiva es la disolución del hidróxido de calcio [Ca(OH)₂] también llamada cal, con dióxido de carbono según:



El CO₂ que acidificó el agua desalada se trata con una solución lechosa de hidróxido de calcio (cal), que se prepara en un saturador. El uso de la cal hidratada puede dar lugar a un incremento en la turbiedad total (UTN) del agua producto y el uso de una solución de cal hidratada < 96% puede aumentar el valor de UTN por arriba de 5, violando las pautas para agua potable de la OMS. Por lo tanto se recomienda una mezcla de cal hidratada con pureza del 98% para su dosificación ([Withers, 2005](#)).

1.7.3 Disolución de piedra caliza con dióxido de carbono

El método posiblemente más extensamente aplicado para la remineralización es la disolución de piedra caliza con el dióxido de carbono ([Hasson et al., 2006](#)). El CO₂ que acidifica el agua desalada entra en contacto con la piedra caliza y el agua se mineraliza de acuerdo a lo siguiente:



Este método producirá agua con un valor de pH igual al valor de pHs al equilibrio. Teóricamente solamente la mitad del dióxido de carbono necesario para el proceso con el hidróxido de calcio, tiene que ser agregado debido al contenido de carbonato de la piedra caliza. Sin embargo, debido a la lentitud de la reacción, la completa conversión no será alcanzada y el CO₂ será reducido solamente en un 15-35% ([Withers, 2005](#)).

El CO₂ residual tiene que ser neutralizado por la adición de NaOH o carbonato de sodio (Na₂CO₃). Para las plantas más grandes, el proceso de desgasificación de CO₂ junto con su recuperación puede ser más económico que la neutralización. Sin embargo, los residuos de dióxido de carbono necesitan aun ser neutralizados para el control del pH y la alcalinidad deseados.

Las mayores ventajas son los beneficios económicos al usar la piedra caliza en vez de la cal, y la reducción del uso del CO₂. Además, el equipo para manejar la piedra caliza es más barato comparado al equipo usado para preparar y dosificar las mezclas de cal.

El proceso exhibe varias desventajas comparadas al uso de la cal hidratada:

- Necesidad de unidades para la disolución de la piedra caliza
- Necesidad de torres de la desorción de CO₂
- El exceso del CO₂ tiene que ser neutralizado por la adición de cal, hidróxido o carbonato de sodio.
- Los requerimientos de cal hidratada son generalmente cerca del 70-80% de la masa equivalente en el uso de la piedra caliza, dando por resultado costos de transporte más bajos.

1.7.4 Desinfección del agua desalada producida

Aunque el permeado proveniente de una planta de ósmosis inversa sea de alta calidad, libre de bacterias y virus, la desinfección es aun necesaria para proteger a los consumidores contra la contaminación introducida durante la distribución, el tratamiento adicional o el almacenaje. Los métodos para la desinfección incluyen: tratamiento con cloro, la generación en sitio del hipoclorito de sodio y el tratamiento con hipoclorito a granel ([Withers, 2005](#)). La elección del método de desinfección dependerá de la disponibilidad de los productos químicos, su costo y de los problemas de seguridad relacionados con el uso del cloro. La desinfección con cloro es generalmente la opción calculada más barata para el curso de la vida de una planta desalinizadora. Dependiendo de la calidad requerida el cloro se prefiere ya sea líquido o gaseoso ([Fritzmann et al., 2007](#)).

El costo del uso del hipoclorito de sodio se puede reducir con su generación electrolítica en sitio. Para el control de la concentración de cloruros, que es limitada por regulaciones para agua potable, es necesario el enfriamiento de la solución electrolítica de alimentación en un intervalo de 15-25 °C, que puede ser significativo en el costo total. Aunque el costo sea disminuido por el cerca del 10% comparado a la adición a granel del hipoclorito de sodio, sigue siendo 40% más alto que en la desinfección con cloro líquido o gas (Withers, 2005).

1.8 Impacto ambiental de los procesos de desalación

Los efectos ambientales asociados a los procesos de desalación pueden ser clasificados en tres categorías, como lo muestra la tabla 1.16 (Fritzmann *et al.*, 2007). La clasificación se basa en la definición de niveles de impacto que se clasificaron en: B = bajo, M = medio y A = alto.

El impacto más fuerte en el ambiente se espera por lo tanto de los desinfectantes, es decir cloro residual y la eutrofización de las aguas de recepción a través de aditivos anticorrosión y antiincrustantes. El impacto de la contaminación térmica y de altas cargas de metales pesados es relevante para las plantas desalinizadoras térmicas, pero no es problema en la operación de plantas desaladoras basadas en membranas. La emisión de ruido, la toxicidad y la lluvia ácida provocada por la combustión del combustible para generar la energía necesaria para el proceso se estiman para tener un bajo impacto en el ambiente. Las técnicas de la mitigación para reducir al mínimo los efectos también se dan también en la tabla 1.16.

Tabla 1.16 Revisión de los efectos adversos al medio ambiente asociados a los procesos de desalación (Fritzmann *et al.*, 2007).

Efecto adverso	Nivel de impacto	Fuente del impacto	Técnicas de mitigación
Incremento en la salinidad, efectos dañinos a las especies poco tolerantes a las sales	M	Salmuera concentrada	Disolución antes de la descarga Recuperación de la sal Selección del lugar de descarga para maximizar el mezclado y la dispersión
Desinfectantes	A	Cloro y sus compuestos, reacción con compuestos orgánicos	Uso de otro desinfectantes como luz UV Medidas de protección de contaminantes en el sistema de toma
Metales pesados-toxicidad	M	Corrosión del equipo de planta	Apropiado diseño y selección de la planta Equipo hecho con materiales resistentes a la corrosión
Químicos: eutrofización de aguas receptoras Toxicidad	A	Aditivos antiincrustantes y anticorrosión	Reducción a un nivel mínimo el uso de químicos Uso de aditivos amigables al medio

Incremento del pH	B B		ambiente
Contaminación atmosférica: Lluvia ácida Efecto invernadero Polvo	B M M	Combustión de combustibles	Uso de energías limpias y renovables lo mayor posible Aplicación de sistemas híbridos y de cogeneración Control de gases antes de su liberación a la atmósfera
Sedimentos, turbiedad y limitación de la fotosíntesis	M	Disturbios en la arena por excavación y actividades de rastreo	Minimización y control de las actividades de corte y relleno Manejo apropiado de la dispersión dentro del área
Reducción de la respiración de los animales acuáticos	M	Disturbios en la arena por excavación y actividades de rastreo	Minimización y control de las actividades de corte y relleno Manejo apropiado de la dispersión dentro del área
Ruido	B	Actividades de construcción, bombas y otros equipos de planta durante la operación	Limitación de las actividades de construcción a las horas laborables. Equipo de planta con un bajo nivel de ruido

NOTA: B = bajo, M = medio y A = alto

Existen diversas opciones para la disposición de la salmuera. En la desalación del agua de mar la descarga en el mar abierto se considera que es la opción menos costosa. La salmuera típicamente contiene ([Mauguin et al., 2005](#)):

- Agua del retrolavado proveniente del pretratamiento físico (con alta carga de sólidos, contenido biológico, materia mineral y orgánica)
- Concentrado salino de la unidad de separación de ósmosis inversa, conteniendo a menudo antincrustantes
- Soluciones de limpieza de la membrana

El agua de retrolavado contiene una alta carga de materia biológica, mineral y orgánica y generalmente una cantidad del 5 al 10% mayor respecto a la alimentación, de sólidos suspendidos. Los sólidos en el agua de retrolavado a veces son tratados por floculación antes de la descarga en el mar, según los problemas operacionales del sitio. El lodo es espesado por la adición de polímeros y desecados mediante una centrífuga o filtro prensa y después descargados para su esparcimiento al terraplén ([Mauguin et al., 2005](#)).

La densidad de la salmuera es más alta que la del agua de mar, lo cual causa el hundimiento de la salmuera hacia fondo del mar donde influye a la biota marina, que está acostumbrada a las condiciones estables de salinidad. El problema de una salmuera más caliente en la desalación térmica no ocurre en la desalación con membranas. En su lugar, un alto estrés osmótico asociado a

la salmuera tiene el impacto más alto en la biota béntica ([Meerganz von Medeazza, 2005](#)).

La magnitud del efecto ambiental depende de la composición química, de la hidrodinámica natural en el punto de descarga y de la clase de vida de marina que habite el área de descarga. El concentrado necesita el ajuste del pH, bajo la forma de adición de un agente de alcalinización, si la descarga puede alcanzar áreas delicadas tales como arrecifes coralinos ([Mauguin et al., 2005](#)).

La solución de la limpieza química contiene altas cargas de sólidos en suspensión y, ya sea totalmente ácida o alcalina, la cantidad de esta es pequeña comparada a los otros efluentes. La limpieza química generalmente se realiza mediante una limpieza ácida antes de la limpieza alcalina, ambas soluciones deben ser mezcladas para su neutralización en un tanque antes de la descarga. La limpieza química se puede reducir al mínimo por medio de un pretratamiento eficiente ([Mauguin et al., 2005](#)).

Tabla 1.17 Resumen del (a) pretratamiento y (b) postratamiento químico aplicado en la desalación de agua de mar ([Fritzmann et al., 2007](#)).

(a) Pretratamiento	Propósito	Químicos agregados	Transformación de los químicos
Ajuste de pH	Bajar la concentración de carbonatos Proteger a la membrana de la hidrólisis	Acido (H ₂ SO ₄)	Sulfatos presentes en el concentrado Reducción del pH
Antincrustantes	Prevenir la formación de incrustaciones en la membrana	Agentes secuestrantes, dispersantes	Formación de complejos presentes en el concentrado
Coagulación-filtración	Prevenir el bloqueo y ensuciamiento de la membrana	Coagulantes-floculantes	Flóculos sedimentados, remoción por filtración
Desinfección	Prevenir el ensuciamiento biológico	Cloro (o UV)	Formación del ion hipoclorito, y subproductos de la cloración o UV
Decloración	Proteger a las membranas sensibles al cloro	Bisulfito de sodio	Sulfatos y cloruros presentes en el concentrado
(b) Postratamiento	Propósito	Químicos agregados	Transformación de químicos
Remoción de gases disueltos	Remover gases (CO ₂ , ácido sulfhídrico, Radón)	Aeración, desgasificación	Emisiones a la atmósfera
Ajuste a pH = 7	Proteger la vida acuática en el punto de descarga	NaOH, bicarbonato de sodio, hidróxido de calcio	Incremento en el nivel de sodio/calcio, pH

Desinfección	Prevenir el crecimiento de microorganismos en los sistemas de distribución	Cloro	Permanencia de cloro en el agua de producto
Reducción del nivel de cloro	Eliminar el cloro y otros oxidantes	Bisulfito de sodio	Incremento en el nivel de sulfatos y cloruros
Oxigenación	Incrementar el oxígeno disuelto	Aeración	Incremento del OD en el concentrado
Remoción de otras especies	Disminución de contaminantes en el agua producto y/o el concentrado	Depende de las especies	

La desinfección con cloro se puede sustituir por la radiación ultravioleta y el pretratamiento convencional por el pretratamiento con membranas para reducir las consecuencias de los productos químicos en el medio ambiente. Un resumen de los productos químicos agregados en el pre- y postratamiento y su posterior transformación se presenta en la tabla 1.17 (Fritzmann *et al.*, 2007).

1.9 Requerimientos de energía y costo de la desalación con OI

Desde la introducción de la desalación con membranas de Ósmosis Inversa en la década del 70, los costos han tenido un constante decremento, en el pasado la desalación con OI había sido aplicada solamente en áreas especiales donde la disponibilidad del agua era limitada. Principalmente debido a la reducción del consumo de energía, la OI hoy en día es una alternativa a las fuentes de agua natural, ofrece ventajas y confiabilidad y se utiliza independientemente de factores externos (Fritzmann *et al.*, 2007).

1.9.1 Necesidad energética

Los procesos de desalación tienen requerimientos energéticos muy altos comparados a la explotación de recursos hídricos naturales donde la energía es sobre todo necesaria para bombear el agua de la fuente al consumidor, en la desalación con OI la energía se necesita, entre otras cosas, para el sistema de toma o extracción, el sistema de bombeo, la operación del pretratamiento y con mayor importancia para aplicar una alta presión necesaria para la etapa de OI. Además del alto costo que representa una necesidad energética alta, el consumo de energía viene junto a consecuencias para el medio ambiente asociadas a la emisión de los gases de efecto invernadero.

A finales de los años 70 las primeras plantas SWRO consumían alrededor de 20 kWh/m³. Con el desarrollo de membranas más eficientes, nuevos materiales

y el uso de dispositivos de recuperación de energía, el consumo energético se fue reduciendo a cerca de 3.5 kWh/m³ para finales de los años 90. Hoy el consumo de energía debajo de 2.0 kWh/m³ es técnicamente factible, como lo muestra la figura 1.15 (Fritzmann *et al.*, 2007).

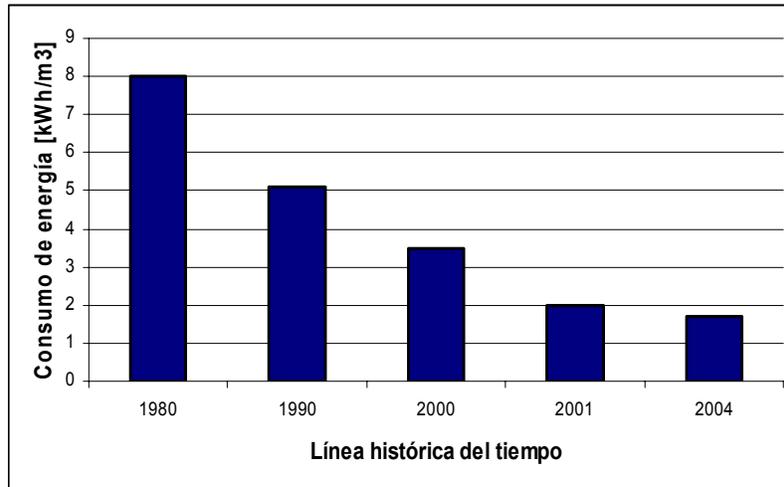


Figura 1.15. Avances en el aprovechamiento del consumo de energía en los procesos de desalación con OI (Fritzmann *et al.*, 2007).

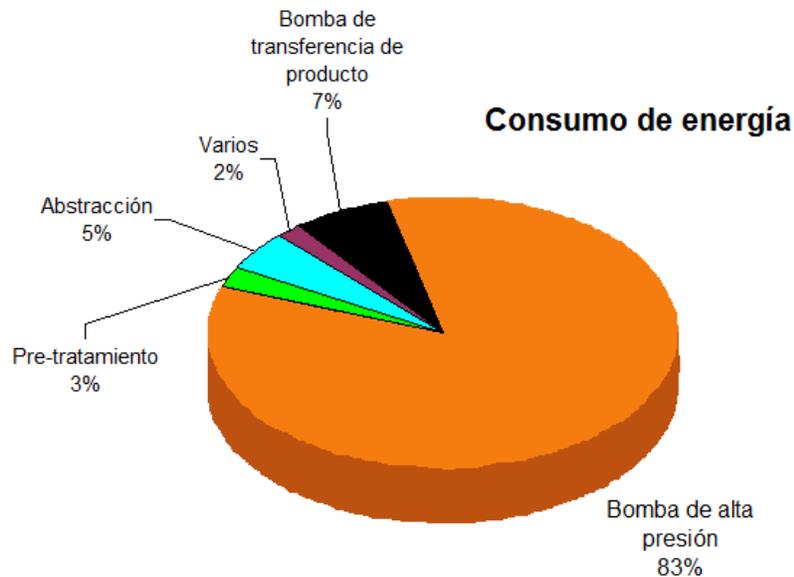


Figura 1.16 Consumo energético para diferentes etapas del proceso para una planta en Tenerife, España (Fritzmann *et al.*, 2007).

Debido a la reducida salinidad del agua de alimentación en BWRO, las necesidades energéticas son más bajas que en SWRO. Las plantas para la desalación de agua salobre funcionan con un consumo de energía debajo de 1

de kWh/m³. La figura 1.16 muestra la distribución del consumo de energía en porcentaje de una planta de Tenerife, España (Fritzmann et al., 2007).

1.9.2 Costo de la desalación con ósmosis inversa

La desalación tiene que competir con otras fuentes alternativas de agua tales como el reciclaje de aguas residuales, la importación de agua de fuentes externas etc. Los avances en los materiales de las membranas, sistemas de bombeo y recuperación de energía y el uso de contratos llamados BOOT (built, own, operate, transfer) han llevado a bajar los costos de la desalación hasta 0.53 dólares sobre metro cúbico (\$/m³) para la planta desalinizadora de Ashkelon (Kronenberg, 2004) y 0.48 \$/m³ para la desalinizadora en Tuas, Singapur en el año 2003 (Fritzmann et al., 2007).

El costo del ciclo de vida total así como el costo de los diversos componentes varía con la localización de la planta y de factores específicos asociados al sitio, costos de la energía disponible, costos de mano de obra, etc. La contribución típica en el costo del agua en una planta de SWRO con un tiempo estimado de vida de 25 años, como se observa en la figura 1.17, muestra una alta contribución del costo energético y del costo de capital en el costo total (Fritzmann et al., 2007).

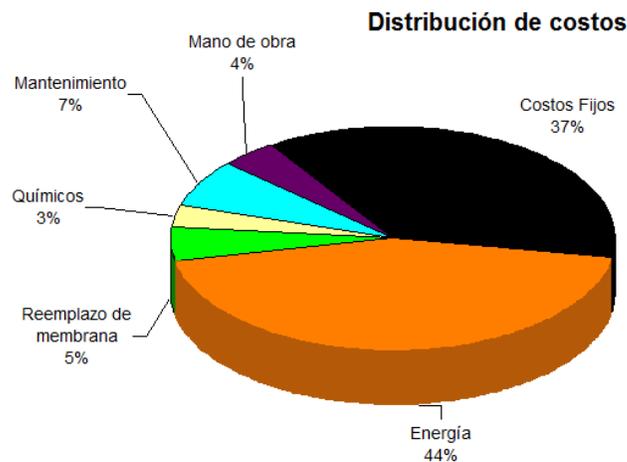


Figura 1.17 Distribución del costo del agua en una planta SWRO (Fritzmann et al., 2007).

1.9.3 Costo de los productos químicos

Los productos químicos que se utilizan en el pretratamiento así como en la limpieza varían de planta en planta y con la técnica aplicada en el pretratamiento. El pretratamiento con membranas generalmente requiere

menor dosificación de productos químicos que el convencional. Por lo tanto, el costo por productos químicos se reduce con el uso de membranas en el pretratamiento. Además, la dosificación química depende de las características del agua cruda, membranas en funcionamiento, regulaciones y parámetros de la operación (Fritzmann *et al.*, 2007).

En un estudio reportado se presentó el consumo químico, en la parte de SWRO de una planta de desalación híbrida en Al-Fujairah (EAU). La etapa de SWRO tiene una capacidad de 170 000 m³/d y utiliza el pretratamiento convencional con desinfección con cloro, floculación, filtración multimedia y filtración cartucho. La cantidad de productos químicos agregados en el pretratamiento y el costo asociado se muestra en la tabla 1.18 (Fritzmann *et al.*, 2007).

Tabla 1.18 Consumo específico de químicos y costos para la planta de desalación de Al-Fujairah (Fritzmann *et al.*, 2007).

Químicos	Concentración ppm	\$/kg	g/m ³ permeado	\$/m ³ permeado	\$/día
Cloro	3	0.55	0.08	0.00004	0.35
Cloruro de hierro	3	0.27	20.58	0.00557	959.4
Coagulante catiónico	0.85	1.94	2.33	0.00453	779.33
Ácido sulfúrico	25	0.18	68.63	0.0124	2132.52
Antincrustantes	1.05	1.94	2.65	0.00515	886.67
Bisulfito de sodio	6	0.5	0.63	0.0003	54
Total				0.03	4812.27

Se reportó una comparación del costo basado en el pretratamiento convencional y con membranas. Para el pretratamiento con membranas, cerca del 7% de costo de ciclo de vida total se estimó para ser causado por la dosificación química. El costo de ciclo de vida total fue estimado en 0.615 \$/m³ (Côte *et al.*, 2005). Para una planta de desalación con una capacidad de 140 000 m³/d, se estimó el costo total de los químicos para el pretratamiento, acondicionamiento, la limpieza de la membrana y el tratamiento del efluente en 3.18 centavos de euro sobre metro cúbico (€-cent/m³) (Fritzmann *et al.*, 2007).

1.9.4 Comparación de costos del pretratamiento convencional y con membranas

Mientras que las ventajas operacionales del pretratamiento con membranas se han descrito, una comparación de costos es necesaria para evaluar el beneficio global de cada opción. La ventaja económica de una opción estará dada dependiendo de múltiples factores específicos del sitio tales como la calidad del

agua cruda, los costos de reemplazo de la membrana, el costo de utilidad y los costos energéticos.

Se analizó el costo para la desalación con OI con el pretratamiento convencional y con membranas, basándose en las suposiciones presentadas en la tabla 1.19 (Wolf *et al.*, 2005). El pretratamiento con membranas exhibe un costo de inversión más alto en cuanto a la instalación del pretratamiento (tabla 1.20), el cual es balanceado por los costos más altos de inversión para la etapa de OI de la planta de desalación usando el pretratamiento convencional, así el costo de inversión total de los dos sistemas es comparable (Wolf *et al.*, 2005).

Tabla 1.19 Condiciones asumidas para realizar la comparación de costos del sistema de OI con dos pretratamientos (Wolf *et al.*, 2005).

Capacidad de la planta de desalación SWRO	74 000 m ³ /d
Valor de SDT de agua de mar	35 000 ppm
Calidad del agua cruda	Pobre, turbiedad alta/variable, SDI no medido
Flux de la etapa de OI	17 L/m ² h después de UF, 13.6 L/m ² h después de filtración con arena
Costo de la energía	\$0.045/kWh
Tasa de interés	6.5 %
Vida de la planta	25 años
Segundo paso de OI	Es necesario para la remoción de boro

Tabla 1.20 Comparación de costos específicos de inversión para pretratamiento con UF y convencional para la OI (Wolf *et al.*, 2005).

Componente	UF + 2 etapas de SWRO [\$/d]	Coagulación en línea + 2 etapas de filtración con arena + 2 etapas de SWRO [\$/d]
Infraestructura	205	203
Sistema de pretratamiento	202	143
Sistema de desalación	572	625
Costo de inversión total	979	971*
*Excluyendo costos de la adquisición del terreno.		

Los costos totales de operación, similares a los costos de inversión, son casi independientes del tipo de pretratamiento, como lo muestra la tabla 1.21. El reemplazo de la membrana de OI y el costo de mantenimiento total usando el pretratamiento con membrana disminuyen, debido a la mejor calidad del agua en la alimentación de la OI; pocos productos químicos y menor mano de obra son requeridos debido a los procesos altamente automatizados, que también reducen el costo, sin embargo las ventajas del pretratamiento con membranas

son balanceadas por una inversión más alta y los costos operacionales de la etapa de pretratamiento (Fritzmann et al., 2007).

Tabla 1.21 Costos de operación para pretratamiento con UF y convencional para la OI (Fritzmann et al., 2007).

Componente	UF + 2etapas de SWRO [\$/m ³]	Coagulación en línea + 2 etapas de filtración sobre arena + 2 etapas de SWRO [\$/m ³]
Costo de inversión	0.2377	0.2452
Reemplazo de cartuchos UF/ material de filtración con arena + filtros cartucho	0.0234	0.0026
Reemplazo de membranas de OI	0.0161	0.0275
Químicos de proceso y de limpieza	0.0411	0.0488
Consumo de energía	0.1773	0.1712
Refacciones	0.0382	0.0411
Mano de obra (operación y mantenimiento)	0.0286	0.0360
Gastos generales	0.0196	0.0196
Costo total del agua	0.5819	0.5921

Se realizó la comparación de los pretratamientos convencional de filtración media dual y el de membrana de ultrafiltración para agua de mar con una capacidad de producción de 75,000 m³/d, y se concluyó que el pretratamiento con membranas es ligeramente más costoso que la filtración media dual convencional, se sugiere además que el pretratamiento de la ultrafiltración es capaz para reducir costos totales de desalación en SWRO si se consideran ventajas operacionales tales como un flujo más alto en la OI, espacio requerido pequeño, una vida más larga de la membrana de OI y un incremento en la disponibilidad de la planta (Côte et al., 2005).

Una calidad más alta del agua alimentación hacia la OI permite que el proceso funcione con un flujo más alto en la OI, sin peligro de que se incremente el ensuciamiento. Con el incremento del flujo, menos área de la membrana es requerida para la misma tasa de producción de permeado, se disminuye la salinidad del permeado, pero el consumo de energía aumenta debido a las altas presiones en el lado de la alimentación, además, una vida más larga de la membrana causada por una mejor protección contra el ensuciamiento de

partículas, por el uso del pretratamientos con membranas, disminuye los costos de ciclo de vida totales ([Côte et al., 2005](#)).

Una posible respuesta a la pregunta si el pretratamiento con membranas o el convencional es económicamente más factible depende en gran medida de factores específicos del sitio, las fluctuaciones en la calidad del agua de alimentación en términos de turbiedad y TDS, así como el florecimiento de algas pueden causar problemas para el pretratamiento convencional, que pueden dar lugar a costos adicionales para el proceso. El pretratamiento con membranas es mucho menos sensible a las fluctuaciones de la calidad del agua de alimentación y suministra a la etapa de OI de la planta una calidad de agua superior para la operación a largo plazo ([Fritzmann et al., 2007](#)).

CAPÍTULO 2.- METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

Las etapas que componen la metodología experimental son: 2.1) Programa de muestreo y caracterización de agua cruda de mar, 2.2) Preselección de los dos pretratamientos técnicamente más viables reportados en literatura para el proceso de ósmosis inversa, 2.3) Pruebas en laboratorio de los dos pretratamientos preseleccionados para la OI: materiales y reactivos (en agua de mar, para ajuste de pH, precloración, coagulación-floculación, filtración y decoloración), sistemas experimentales y técnicas analíticas, 2.4) Estimación económica de los reactivos químicos aplicados en los pretratamientos preseleccionados, 2.5) Selección del mejor pretratamiento a aplicar, a partir de los dos preseleccionados, con base en el valor de SDI del efluente de cada pretratamiento.

2.1 Programa de muestreo y caracterización de agua cruda de mar

Se realizó un programa de muestreo de agua de mar en tres diferentes épocas del año (septiembre de 2008 y enero y abril de 2009), para determinar el nivel y variación de la contaminación que presentaba. El muestreo en las tres épocas se realizó en el mismo sitio, es decir, playa Condesa (figura 2.1), mediante la extracción manual del agua con recipientes, tratando de que fuera a una profundidad de 1 metro aproximadamente.



Figura 2.1 Mapa del sitio de muestreo en la Playa Condesa, Acapulco, Guerrero, México.

Se colectaron 6 litros de agua cruda de mar por cada prueba de jarras y aproximadamente 120 litros para aplicar los pretratamientos, los cuales no se almacenaron debido a que las pruebas de pretratamiento se realizaron en el mismo sitio. Una vez que se colectaron las muestras de agua, se caracterizaron los lotes de las pruebas de jarras y de los efluentes de los pretratamientos aplicados. Las características determinadas fueron: pH, turbiedad, color, sólidos suspendidos totales e índice de densidad de ensuciamiento (SDI). El inciso 2.3 presenta las técnicas y equipos utilizados para la determinación de cada parámetro.

2.2 Preselección de los dos pretratamientos técnicamente más viables reportados en literatura para el proceso de ósmosis inversa (OI)

Para preseleccionar los mejores pretratamientos aplicados a nivel mundial, se elaboró una matriz de evaluación factibilidad técnica con multicriterios, que consideró la eficiencia de remoción de diferentes parámetros contaminantes. La evaluación se basó en la información reportada a nivel internacional sobre los diferentes pretratamientos aplicados para el proceso de ósmosis inversa. La calificación máxima asignada fue de 3 (para la mayor eficiencia) y 0 (para la eficiencia más baja) para tres grupos de contaminantes que pueden causar ensuciamiento e incrustación en la membrana y que, por lo tanto, tienen que ser removidos por los pretratamientos aplicados. Las eficiencias intermedias entre la mínima y la máxima eficiencias se calificaron de manera proporcional a esos dos valores, es decir, si la mínima eficiencia fue 10% y la máxima de 100%, una remoción de 50% se calificó como 1.5 (valor medio). Al final las calificaciones individuales de cada grupo se sumaron y promediaron. Los promedios se sumaron para obtener la calificación final. Los pretratamientos con mayor calificación final (máxima calificación 9) fueron considerados para la preselección, para posteriormente realizar pruebas en laboratorio con el fin de evaluar su desempeño, estimar costos y finalmente seleccionar la mejor opción.

2.3 Pruebas en laboratorio de los dos pretratamientos preseleccionados para la OI

2.3.1 Materiales y reactivos

2.3.1.1 Agua de mar

El agua de estudio para este trabajo, como se mencionó previamente, provino del océano pacífico, del puerto de Acapulco, específicamente de la playa Condesa. Se colectaron 120 litros para realizar las pruebas de pretratamiento.

2.3.1.2 Reactivos de ajuste de pH, precloración, coagulación-floculación y decoloración

Para la realización de las soluciones de los ácidos para el ajuste de pH, se utilizaron soluciones comerciales de ácido sulfúrico (H_2SO_4) J.T. Baker^R, 97.7% pureza y ácido clorhídrico (HCl) J.T. Baker^R, 37% pureza.

En el caso de la etapa de precloración, se utilizó una solución comercial de blanqueador Cloralex^{MR} con una concentración de cloro libre del 5%, a partir de ésta se preparó la solución que fue dosificada.

Para la etapa de coagulación-floculación fueron evaluados tres tipos de coagulantes, para determinar el mejor reactivo y la dosis óptima. A continuación, en la tabla 2.1 se presentan algunas características de estos reactivos.

Tabla 2.1 Características de los coagulantes utilizados en la etapa de coagulación-floculación.

Sustancia activa	Nombre comercial	Fase	Tipo	Descripción
Cloruro de hierro, $FeCl_3$	PIX-111	Líquida	Inorgánico	Solución opaca café rojiza, no viscosa
Sulfato de aluminio, $Al_2(SO_4)_3$	Sulfato de aluminio libre de hierro	Líquida	Inorgánico	Solución acuosa incolora, no viscosa
Policloruro de aluminio $Al_2(OH)_xCl_{6-x}$ $0 < x < 6$	PAX-29	Líquida	Inorgánico	Solución translúcida con ligero tono blanco, no viscosa.

A partir de estas soluciones comerciales de coagulantes se prepararon las soluciones que se dosificaron en las pruebas de pretratamiento.

En la etapa de decoloración se utilizó una solución de bisulfito de sodio ($NaHSO_3$) J.T. Baker^R, 66.4% pureza, para la preparación de la solución que se dosifico con el fin de remover el cloro libre residual presente.

2.3.2 Sistemas y Técnicas experimentales aplicados en las pruebas de laboratorio de los dos pretratamientos convencionales preseleccionados

A continuación se describen las técnicas analíticas empleadas para la medición de parámetros de calidad en el agua y se describen las etapas de los sistemas experimentales evaluados.

Los pretratamientos convencionales evaluados consisten en una serie de etapas, en las cuales mediante procesos químicos y físicos, se acondiciona el agua de mar para tener la calidad requerida para el proceso de ósmosis inversa. La figura 2.2 muestra los trenes de los dos pretratamientos preseleccionados para realizar pruebas en laboratorio.

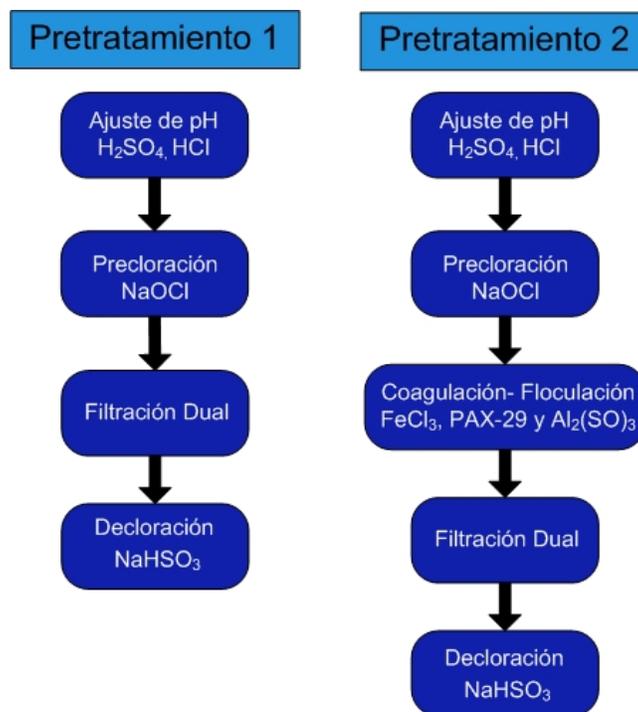


Figura 2.2 Diagrama de bloques de los dos pretratamientos preseleccionados para realizar pruebas en laboratorio.

Las etapas comunes de ambos pretratamientos fueron: ajuste de pH, precloración, filtración dual y decloración. Para el segundo tren de pretratamiento se incluyó la etapa de coagulación-floculación. A continuación se describe la técnica experimental de cada etapa.

2.3.2.1 Ajuste de pH

Se realizó una curva de neutralización del agua de mar utilizando dos ácidos, el ácido clorhídrico y el sulfúrico, este último normalmente es el más utilizado en plantas desaladoras con ósmosis inversa para evitar las incrustaciones por carbonatos. Esta curva se realizó aplicando, a dos muestras de agua de mar de 50 mL, la solución de un tipo de ácido con una concentración de 0.1 N, para determinar el volumen de ácido por adicionar para obtener un valor de pH de 6.5.

La adición de ácido se realizó mediante una bureta de vidrio y se realizaron mediciones de pH de equilibrio después de cada adición y homogeneización, cubriendo un intervalo desde un pH inicial de 8 hasta un valor de 2.5 aproximadamente. Se elaboraron las gráficas con los datos de pH y moles de ácido dosificado, para su posterior análisis.

2.3.2.2 Precloración

La precloración se realizó mediante la dosificación de una solución de hipoclorito de sodio con una concentración de 1000 partes por millón (ppm), preparada a partir de la solución comercial de este oxidante. La dosificación se realizó después de ajustar el pH y como etapa previa a la coagulación-floculación.

Es muy importante que exista una cierta cantidad de cloro residual con el propósito de prevenir el crecimiento de microorganismos y materia orgánica, por lo que se determinó la cantidad de cloro libre residual en un tiempo de contacto de 0.5 y 2 horas. El procedimiento para la medición de cloro libre residual se describe en el Anexo C.

2.3.2.3 Coagulación-floculación

Para la dosificación de los coagulantes se prepararon todas las soluciones a una concentración de 1000 ppm para que fuera más fácil su dosificación. Los cálculos de la preparación de las soluciones se describen en el Anexo D.

Para cada uno de los coagulantes evaluados se realizaron pruebas de jarras con un equipo Phipps & Bird™ modelo PB-700 con 6 agitadores, con el fin de determinar la dosis óptima, en la cual la remoción de contaminantes fue mayor, reflejados en la disminución de parámetros como lo son la turbiedad y color.

A continuación se describe el procedimiento que se llevó a cabo para la realización de las pruebas de coagulación-floculación-sedimentación, mediante la técnica de prueba de jarras *ASTM D2035-80 Práctica estándar de la prueba de jarras en la coagulación-floculación de agua*. La técnica experimental fue la siguiente:

1. Se agregó 1 L de muestra de agua de mar a tratar en 6 vasos de precipitados de 1 litro.
2. Se ajustó el pH con la solución preparada de ácido sulfúrico o clorhídrico según el caso y se dosificó hasta un valor de pH de 6.5.
3. Se agregó la dosis requerida de hipoclorito de sodio, mediante una pipeta graduada de 10 mL.
4. Mediante pipetas automáticas, se dosificó lo más rápido posible a cada vaso, la dosis requerida de coagulante para cada prueba.
5. Inmediatamente después de agregar el coagulante, se comenzó la agitación rápida a 100 revoluciones por minuto (rpm) durante 1 minuto.
6. Después de ese tiempo, la floculación se realizó a 30 rpm por un tiempo de 15 minutos.
7. Pasado este tiempo, se detuvo la agitación y se dejó sedimentar por 30 minutos.
8. Para la caracterización del agua de este proceso se extrajo agua proveniente del sobrenadante, con ayuda de una pipeta de 100 mL cuya punta se introduce aproximadamente a 3 cm debajo de la superficie del agua con el objeto de no tomar flóculos del fondo ni de la superficie, ya que algunos llegan a flotar en el vaso de precipitados. Se midió turbiedad, color y cloro libre residual para obtener las dosis óptimas.

2.3.2.4 Filtración dual

El proceso de filtración dual se realizó mediante pruebas previas utilizando varios medios filtrantes. La tabla 2.2 nos muestra los diferentes medios filtrantes utilizados y algunas de sus características (Mitrouli, *et al.*, 2008; Brown y Emelko, 2009). Estas pruebas previas se realizaron ajustando el pH con HCl y agregando NaOCl para la precloración.

Tabla 2.2 Características de los medios filtrantes utilizados.

Características	Arena	Antracita	Granate
Intervalo de tamaño de partícula, mm	0.8-1.25	1.2-2.5	0.15-2.45
Intervalo de tamaño efectivo, mm	0.5-0.9	0.9-1.55	0.18-0.3
Coefficiente de uniformidad	<1.5	<1.5	1.4-1.8
Densidad,kg/m ³	1550	730	2400

Se fabricaron filtros a pequeña escala en botellas de plástico (8cm de diámetro y 18 cm altura) para observar su desempeño al filtrar cierta cantidad de agua. En el efluente se midió la turbiedad y el color residual, y se seleccionó la composición del lecho más adecuada, la cual se simuló en un recipiente de 30 centímetros de altura y 30 centímetros de diámetro para utilizarlo en la filtración de los efluentes de los dos pretratamientos. La tabla 2.3 muestra los tipos de filtro evaluados, los medios filtrantes utilizados y el porcentaje respecto a la altura total de estos.

Tabla 2.3 Filtros utilizados y medios filtrantes.

Clave de Filtro	Medios filtrantes y porcentaje de altura del lecho
a	Gravilla, 16% Granate, 84%
b	Gravilla, 35% Arena, 17% Granate, 48%
c	Gravilla, 35% Granate, 42% Antracita, 23%
d	Gravilla, 30% Granate, 38% Arena, 14% Antracita, 18%
e	Gravilla, 25% Arena, 75%
f	Gravilla, 35% Arena, 42% Antracita, 23%

2.3.2.5 *Decloración*

Para remover el cloro residual presente que pudiera dañar a las membranas, se dosificó una solución de hipoclorito de sodio. Se preparó una solución con una concentración de 10 000 ppm, esto para poder dosificar en el menor volumen posible la cantidad necesaria de bisulfito que reacciona con el cloro residual.

Para su dosificación se tomó en consideración lo reportado en la literatura que nos indica que en la práctica se dosifican 3 mg de bisulfito de sodio por 1 mg de cloro libre. Por lo que, una vez que se cuantificó la cantidad de cloro residual presente después de la filtración, se procedió a dosificar el bisulfito de sodio.

2.3.3 *Técnicas analíticas empleadas en la aplicación de los pretratamientos*

2.3.3.1. *Turbiedad, color, pH, conductividad y cloro residual*

Para la caracterización del agua cruda de mar se requiere la medición de parámetros que nos indican el nivel de contaminación que presenta. Los parámetros medidos fueron los siguientes: turbiedad, color, cloro libre residual, pH y conductividad. En la tabla 2.4 se describen los parámetros medidos, la técnica aplicada y los materiales utilizados.

Tabla 2.4 Resumen de las técnicas analíticas empleadas en la caracterización del agua de mar cruda y del efluente del pretratamiento aplicado.

Parámetro	Técnica	Equipo utilizado
Turbiedad, UTN	APHA <i>et al.</i> , (1995), 2130B	Turbidímetro Turbiguant 1000 IR Merck™
Color, U Pt-Co	HACH Company, 1998. Método 8025	Espectrofotómetro HACH ^R DR/5000
Cloro libre residual, mg/L	HACH Company, 2008. Método DPD 10069	Espectrofotómetro HACH ^R DR/5000 DPD, Reactivo para cloro libre HACH ^R cat. 14070-99
pH y Conductividad, mS/cm	Método potenciométrico. ASTM D 1293-84 y ASTM D 1125-82	Medidor multiparámetros marca Orion ^R 4-Star Plus Portable, pH/Conductividad

NOTA: mS/cm milisiemen sobre centímetro, ASTM American Society for Testing and Materials, APHA The American Public Health Association

2.3.3.2. *Método estándar para la medición del índice de densidad de ensuciamiento (SDI)*

A continuación se describe la técnica estandarizada para la medición del parámetro SDI. La descripción de las técnicas analíticas restantes se presentan en el Anexo C.

La técnica estándar que regula la realización de esta prueba es la D 4189-82 de la ASTM que se nombra como “Método de prueba estándar para el índice de densidad de ensuciamiento (SDI) del agua”, en la cual se describe el siguiente procedimiento:

- Se instala el dispositivo como se muestra en la Fig. 2.2 y se establece una presión a 207 kilopascales (kPa) [30 libras sobre pulgada cuadrada (psi)].

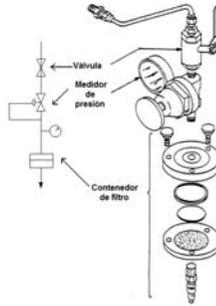


Figura 2.2 Aparato para la medición del índice SDI.

- Antes de poner el filtro membrana, se hace pasar agua con la que se realizará la prueba a través del aparato para remover contaminantes presentes. Se requiere de un apropiado aparato presurizador, tal como una bomba que aumente y suministre una presión de alimentación de >276 kPa (>40 psi).
- Se mide la temperatura del agua.
- Se coloca un filtro membrana con 0.45 μm de tamaño de poro marca Millipore^R en el contenedor con el lado más claro hacia arriba. Manejar el filtro membrana solo con pinzas, evitando tocarlo con los dedos.
- Se debe asegurar que el empaque (sello O-ring) del contenedor esté en buenas condiciones y colocado apropiadamente. Volver a colocar la parte superior del contenedor del filtro y cerrar sin apretar.
- Se purga el aire atrapado mediante la válvula. Se cierra la válvula y se aprieta el contenedor del filtro.
- Se abre la válvula. Simultáneamente usando un cronometro, se mide el tiempo requerido para un volumen de 500 mL. Se registra el tiempo inicial (t_i) y se deja abierta la válvula para que continúe el flujo.
- Se miden y registran los tiempos para coleccionar volúmenes adicionales de 500 mL de muestra, cuando transcurran 5, 10 y 15 min (tiempo final, t_f) del

tiempo total (t_T) de flujo. Midiendo la temperatura del agua y verificando la presión en cada muestra.

- Después de completar la prueba, el filtro membrana puede ser conservado para futuras referencias.

Para calcular el SDI se tiene la siguiente ecuación:

$$SDI_{t_T} = \frac{\%P_{30}}{t_T} = \frac{\left[1 - \frac{t_i}{t_f}\right] 100}{t_T} \quad \dots \text{Ecuación 2.1}$$

Donde:

$\%P_{30}$ = porcentaje de taponamiento a 207 kPa (30 psi) de presión de alimentación.

t_T = tiempo total de flujo transcurrido, min (usualmente 15 min).

t_i = tiempo inicial requerido para coleccionar 500 mL de muestra.

t_f = tiempo requerido para coleccionar 500 mL de muestra después del tiempo total (t_T) de la prueba (usualmente 15 min).

Por último para reportar la información se sugiere lo siguiente:

- Reportar los valores de SDI, con un subíndice indicando el tiempo total de flujo transcurrido (t_{total}) en minutos.
- La temperatura del agua antes y después de la prueba.
- Fabricante del filtro membrana 0.45 μm usado para la prueba, así como sus datos de identificación.

Para las mediciones de SDI, se utilizaron filtros membrana marca Millipore^R fabricados a partir de una mezcla de ésteres de celulosa con un tamaño de poro de 0.45 μm y 47 mm de diámetro. La medición se realizó a una temperatura de 28 °C.

El valor de SDI puede variar como función de la temperatura del agua, y los valores obtenidos a diferentes temperaturas no necesariamente son comparables. El valor de SDI varía con el fabricante del filtro membrana, por lo que los valores de SDI obtenidos con diferentes fabricantes de filtros no pueden ser comparables.

2.4 Estimación económica de los reactivos químicos aplicados en los pretratamientos preseleccionados

Se realizó la estimación del costo de los reactivos químicos aplicados en los pretratamientos preseleccionados. Se realizó una comparación y se discutieron los resultados.

2.5 Selección del mejor pretratamiento a aplicar, a partir de los dos preseleccionados, con base en el valor de SDI del efluente de cada pretratamiento

El mejor pretratamiento aplicado al agua de mar fue seleccionado, con base en los parámetros medidos, principalmente en el valor de SDI. Se discute además, los resultados obtenidos para la obtención de mejores resultados.

CAPITULO 3.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Programa de muestreo y caracterización de agua cruda de mar

En el programa de muestreo y caracterización se realizaron en total seis muestreos puntuales en diferentes fechas. La tabla 3.1 presenta las fechas y las características determinadas para las dos primeras muestras puntuales de agua de mar colectadas de manera superficial en la playa Condesa, de Acapulco. Esos datos se presentan de manera comparativa respecto a los valores reportados para agua de mar de otras regiones en el mundo.

Como se observa (tabla 3.1), en general, los valores de pH y conductividad son semejantes a los valores reportados en otros lugares del mundo, en cuanto a la turbiedad, color y SST en cada sitio es diferente y en algunos casos no se reportan datos, pero se puede considerar, por una parte, que la muestra de agua de mar en la época del primer muestreo (Septiembre 2008) presentó valores que reflejaban una moderada contaminación. La segunda muestra de agua de mar colectada y caracterizada, en el mes de enero de 2009, presentó valores de color y turbiedad que fueron aproximadamente la mitad más bajos que los registrados para la primera muestra, por lo que *a priori* presentaría un menor nivel de contaminación. Sin embargo, como se observa en la misma tabla, los valores de SDI₁₅ para ambas muestras fueron muy similares entre sí.

Por otra parte, para las muestras colectadas en el mes de enero de 2009 no fue posible medir valores de SDI₁₅ con la aplicación de los pretratamientos en laboratorio, debido a que probablemente hubo un cambio en la calidad del agua que no permitió la medición, ya que el taponamiento, en el filtro-membrana utilizado en la prueba, era muy rápido. Debido a esto, se optó por realizar las pruebas directamente en el sitio, es decir en la playa en el mes de enero 2009, para evitar el posible cambio en la calidad del agua durante el transporte al laboratorio. En este último muestreo solamente nos permitió medir el SDI a 5 minutos, debido al nivel de contaminación que presentaba el agua cruda de mar.

Tabla 3.1 Características fisicoquímicas de las muestras de agua de mar de Acapulco colectadas en diferentes fechas y de las reportadas para otras regiones en el mundo.

Parámetros medidos	pH	Conductividad [mS/cm]	Color [U Pt-Co]	Turbiedad [UTN]	SST [mg/L]	SDI ₁₅
Agua de mar Septiembre 2008 (Acapulco)	8.14	51	18	2.74	107.5	4.55
Agua de mar Enero 2009 (Acapulco)	8.17	n.d.	4	1.63	n.d.	4.40
Abdessemed <i>et al.</i> , 2008 (Mar Mediterráneo)	8.4	55	n.r.	8.4	n.r.	n.r.
Bonnelye <i>et al.</i> , 2004 (Golfo de Omán, Océano Índico)	8.13	55.3	n.r.	0.22	n.r.	6.2
Brehant <i>et al.</i> , 2002 (Gibraltar)	8.1	48.7	n.r.	0.7	n.r.	13-24.6
Fritzmann <i>et al.</i> , 2007 (Islas Canarias)	6.33	46.2	n.r.	n.r.	n.r.	14.6
Leparc <i>et al.</i> , 2007 (Gibraltar)	8.07	49.6	n.r.	1.6	n.r.	3.7-5.6
Petry <i>et al.</i> , 2007 (Chile)	7.4-7.9	52	n.r.	0.1-2.0	n.r.	n.r.
Zhang <i>et al.</i> , 2006 (China)	8.17	48.7	n.r.	295	n.r.	n.r.

Nota: n.d. no determinado; n.r. no reportado

Los valores de SDI medidos para las muestras colectadas en diferentes fechas, se presentan en la tabla 3.2. El índice de densidad de ensuciamiento (SDI), es un parámetro ampliamente aceptado para la estimación del potencial de ensuciamiento de las membranas de OI, principalmente por materia coloidal de diversa naturaleza y en este trabajo se asume como el principal parámetro para determinar la eficiencia del pretratamiento aplicado.

Los valores de la tabla anterior muestran la necesidad de implementar un pretratamiento para mejorar la calidad del agua que será alimentada a la ósmosis inversa, ya que las recomendaciones que hacen los fabricantes de membranas de OI nos dicen que para un funcionamiento óptimo de la membrana el valor de SDI₁₅ debe ser menor que el intervalo de 3-5.

Tabla 3.2 Valores de SDI medidos en laboratorio de las dos primeras muestras de agua de mar de Acapulco colectadas en este estudio.

Fecha de muestra de agua de mar	SDI ₅	SDI ₁₀	SDI ₁₅
Septiembre 2008	8.02	5.97	4.55
Enero 2009	10.60	6.15	4.40
3 Abril 2009	18.95	n.d	n.d.
4 Abril 2009	18.76	n.d.	n.d.
5 Abril 2009	15.37	n.d.	n.d.

nota: n.d. no determinado porque no fue posible su medición.

Las dos caracterizaciones previas del agua cruda de mar proporcionaron una idea de los valores del SDI que presentaba el agua de estudio. Sin embargo, en la caracterización realizada cuando se aplicaron los pretratamientos (Abril 2009), se muestra un incremento significativo del nivel de contaminación. Esto se refleja en el aumento de los valores de SDI₅ con respecto a los medidos en las caracterizaciones anteriores, los valores para esta época representan aproximadamente el doble de los valores anteriores. La figura 3.1 muestra los valores de SDI₅ medidos al agua cruda de mar durante tres días consecutivos del mes de abril 2009, en los que se aplicaron los pretratamientos, y las dos anteriores fechas.

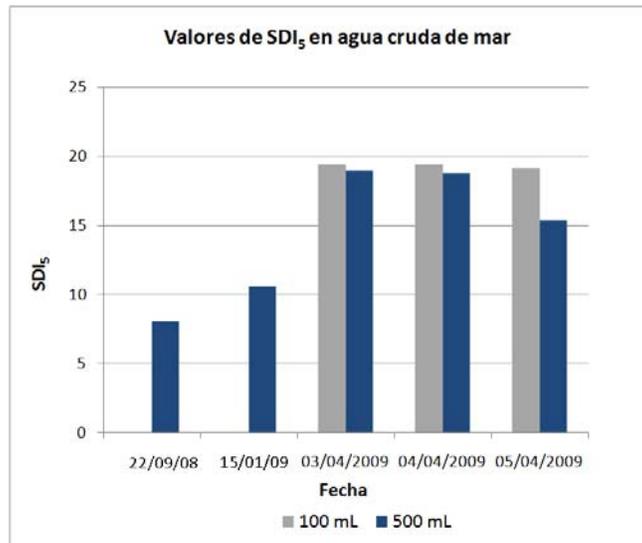


Figura 3.1 Valores de SDI₅ en agua cruda de mar.

En particular las mediciones de las muestras colectadas en el mes de abril de 2009 revelan la necesidad de remover una gran cantidad de contaminantes, tanto disueltos como suspendidos, para tener un agua de alimentación a la ósmosis inversa con la calidad que disminuye en lo posible el taponamiento por precipitación de sales y el “biofouling” por microorganismos depositados sobre la membrana. La presencia de estos contaminantes se reflejó en valores más altos, respecto a los de las dos primeras muestras, de color y turbiedad, como se observa de una manera más clara en la figura 3.2. Además, para las muestras del mes de abril se observa una gran fluctuación de los parámetros medidos respecto al día en que se tomó la muestra. En el último día de muestreo (5 de abril de 2009), el agua de mar presentó valores muy distintos entre sí, tanto de color como de turbiedad, lo que nos indica que la calidad del agua cambió de manera muy significativa a lo largo del día.

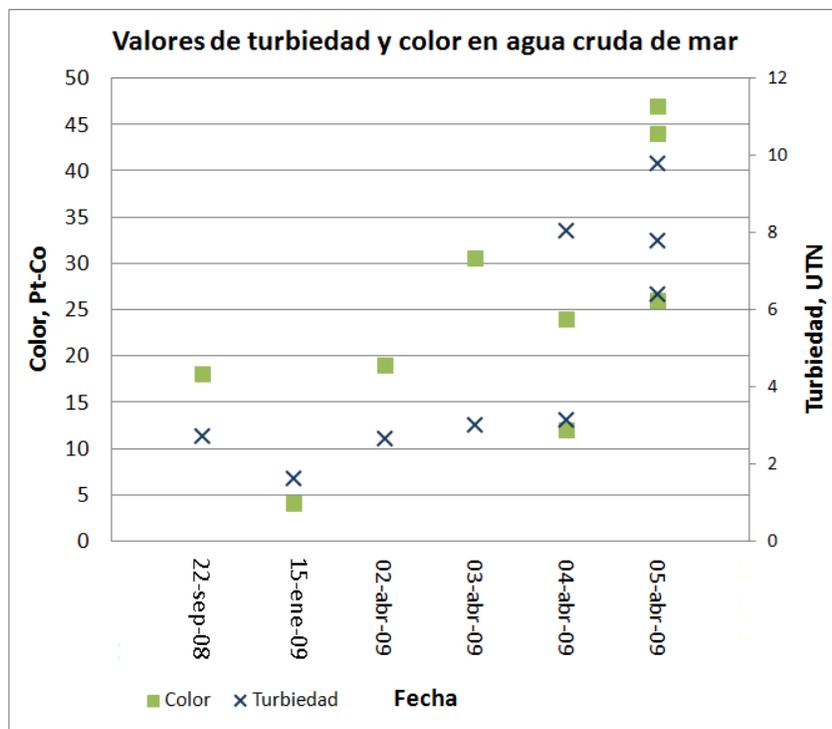


Figura 3.2 Valores de color y turbiedad en el agua cruda de mar en diferentes fechas de muestreo en Acapulco.

3.2 Preselección de los dos pretratamientos técnicamente más viables reportados en literatura para el proceso de ósmosis inversa (OI)

Mediante la revisión de reportes técnicos se identificaron siete principales pretratamientos, los cuales implican tanto procesos convencionales como procesos con membranas, así como la combinación de éstos. La tabla 3.3 muestra la matriz multicriterios de factibilidad técnica de los pretratamientos aplicados así como el nivel de remoción de parámetros contaminantes.

Para tener un criterio de preselección en los pretratamientos a ser aplicados al proceso de ósmosis inversa, se evaluó la eficiencia en la remoción de diferentes tipos de parámetros contaminantes. Para evaluar este nivel de remoción en cada pretratamiento reportado se le dio un valor de acuerdo al siguiente criterio:

- El pretratamiento funciona poco (baja remoción 0-40%), la calificación es 1.
- El pretratamiento funciona bien (remoción media 41-70%), la calificación es 2.
- El pretratamiento funciona muy bien (remoción alta 71-100%), la calificación es 3.

La calificación se asignó de acuerdo con los datos reportados de remoción de estos parámetros y, en el caso en el que no se identificaran datos, se le asignó una calificación en base a lo esperado de cada pretratamiento.

Estos parámetros se dividieron en grupos para poder evaluarlos de manera parcial de acuerdo a su naturaleza. Los parámetros físicos como lo son la temperatura y el pH, no fueron evaluados en cuanto a su remoción porque son parámetros que no están directamente ligados a la presencia de contaminación. Como parámetros químicos se evaluaron los sólidos disueltos totales y la conductividad, relacionada con el contenido de sales disueltas en el agua. El carbono orgánico total (COT) y el carbono orgánico disuelto (COD) están relacionados con la materia orgánica presente y el hierro como parámetro asociado a la presencia de color y posibles precipitados.

Tabla 3.3 Matriz de decisión multicriterios para la determinación de la factibilidad técnica de los pretratamientos reportados en literatura para la ósmosis inversa.

Pre-tratamientos							
	Convencional	C+MF+UF	C+FAD	C+FAD+UF	C+UF	Ablandamiento+UF	UF
Nivel de estudio	8 PP 7 PD	PP	PP	PP	PP	PD	PP
Nº de artículos = 28	15	1	1	2	1	1	7
Químicos							
SDT	1	2	1	2	2		1.5
Conductividad	1	2	1	2	2	-	1.5
COD	1.5	2	1.5	2.5	2	-	1
COT	2	3	2	2.5	1	-	1.5
Fe	3	3	3	2.5	3	-	-
Total por grupo	1.7	2.4	1.7	2.3	2		1.37
Microbiológicos							
Clorofila-a	2.5	3	2.5	3	3	-	3
Coliformes totales	2.5	3	2.5	3	3	-	2
Fitoplancton	2.5	3	3	3	3	-	3
Total por grupo	2.5	3	2.67	3	3		2.5
Mixtos							
SDI	2.5	3	3	3	3	-	3
Turbiedad	2.5	3	3	3	3	3	3
Total por grupo	2.5	3	3	3	3	3	3
Total	6.7	8.4	7.37	8.3	8		6.87

Nota: C, Convencional; FAD, Flotación con aire disuelto; UF, ultrafiltración; PP, Planta Piloto; PD, Planta de desalación

En cuanto a parámetros microbiológicos fueron evaluados la clorofila-a y el fitoplancton asociados a la biomasa presente y los coliformes totales asociados a microorganismos patógenos. Se clasificaron como mixtos los parámetros de turbiedad y el índice de densidad de ensuciamiento SDI, debido a que están directamente asociados a la presencia de partículas suspendidas y materia disuelta de diversa naturaleza. El parámetro del SDI es importante para el caso de las membranas, porque indica el potencial de ensuciamiento del agua entrante al proceso de ósmosis inversa

El pretratamiento convencional (ajuste de pH-precloración-coagulación-floculación-filtración-decloración-antincrustante) aparece como el más reportado tanto a nivel planta piloto así como en plantas de desalación. Por otro lado, pretratamiento con ultrafiltración se encuentra como segundo lugar en reportes a nivel planta piloto y la combinación del proceso convencional con micro y ultrafiltración y la flotación con aire disuelto (FAD), aparecen poco reportados. Sin embargo, mediante la evaluación realizada, se observa que los procesos de membrana así como las posibles combinaciones con procesos convencionales e incluso con FAD obtuvieron una mayor calificación global para la remoción de los parámetros ligados a la calidad del agua.

Considerando los parámetros mixtos (SDI y turbiedad) se puede observar que los procesos convencionales funcionan bien para la disminución de éstos. Como puede observarse en la tabla 3.3, los procesos convencionales son comparables con los procesos de membrana, en cuanto a la calidad de agua proporcionada. La realización de un pretratamiento en el que se combinen los procesos convencionales y los de membrana proporcionará una mejor calidad pero el costo aumentará. Además dependerá de la calidad que presente el agua cruda y la realización de pruebas para decidir si es necesaria la aplicación de un solo tipo de pretratamiento o su combinación para alcanzar la calidad de agua requerida.

De acuerdo con lo anterior, y considerando la calidad del agua cruda colectada en este estudio, el pretratamiento convencional con coagulación presenta niveles de remoción de contaminantes, reflejados en la disminución de parámetros como el SDI y la turbiedad, similares a los niveles de remoción de los procesos con membranas. De manera que los procesos convencionales sin

y con coagulación, fueron preseleccionados como pretratamientos a aplicar en las pruebas de laboratorio con el agua de mar.

3.3 Pruebas en laboratorio para la determinación de los tipos y dosis más eficientes de reactivos de cada proceso integrante del pretratamiento convencional sin y con coagulación: Agua cruda con moderada contaminación

Se realizaron en laboratorio pruebas preliminares para cada proceso (por separado) que integra el pretratamiento convencional con coagulación, utilizando el agua cruda de mar colectada en el mes de septiembre 2008. El tren de este pretratamiento consistió en: ajuste de pH (H_2SO_4), precloración, coagulación-floculación y sedimentación. Para las tres primeras etapas del tren del pretratamiento convencional se realizaron pruebas en laboratorio para determinar las mejores tipos y dosis de reactivos.

3.3.1 Ajuste de pH: moderada contaminación

Las dos curvas de neutralización del agua cruda de mar con los dos ácidos evaluados (sulfúrico y clorhídrico) se presentan a continuación en la figura 3.3. Se observó que para el mismo volumen de agua cruda (100 mL), con los dos tipos de ácidos a una misma concentración 0.1 N, se requieren volúmenes prácticamente iguales, es decir 0.8 mL, para llegar al valor requerido de pH de 6.5. Como lo muestra la figura 3.3, en términos de moles requeridos de ácido, se requiere del doble de moles de HCl que de H_2SO_4 , es decir, 8×10^{-4} moles (29.2 ppm) y 4×10^{-4} moles (39.2 ppm) respectivamente, para el ajuste del pH a 6.5 de 1 litro de agua cruda de mar.

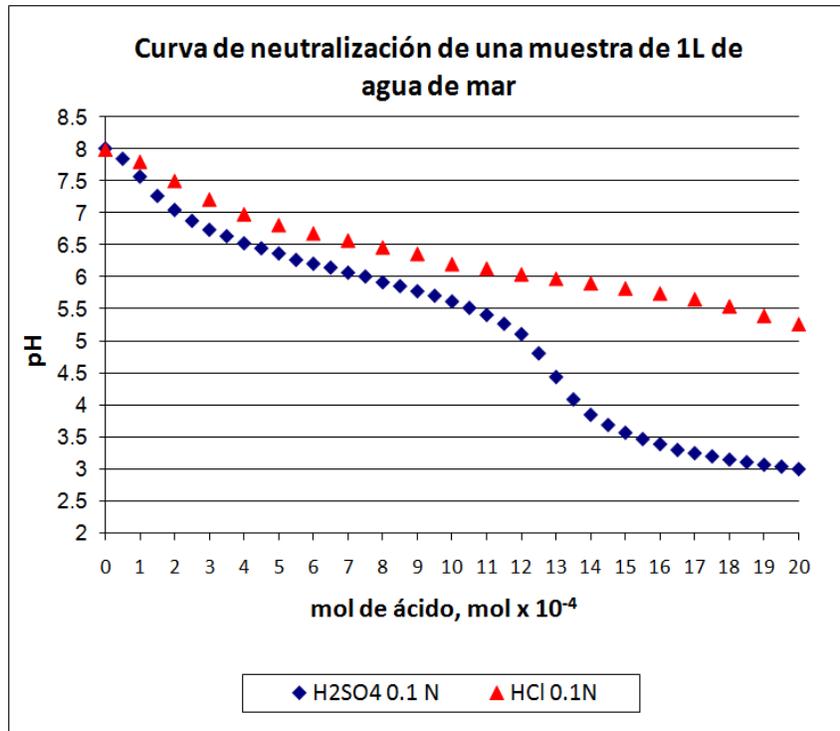


Figura 3.3 Curva de neutralización de 100 mL de agua cruda de mar de Acapulco utilizando los dos tipos de ácido evaluados para el ajuste de pH.

3.3.2 Pruebas de precloración: moderada contaminación

En cuanto a la mejor dosis de cloro, se aplicaron desde 1 ppm hasta 3.5 ppm y se midieron las concentraciones de cloro residual, después de 0.5 y 2 horas de tiempo de contacto; estos datos se muestran en la figura 3.4.

Los valores de cloro residual medidos en los dos tiempos de contacto presentaron la misma tendencia a aumentar conforme la dosis inicial es mayor y se observa que los valores respecto al tiempo son relativamente cercanos, lo que nos indica que el mayor consumo de cloro se realiza en los primeros minutos de la dosificación.

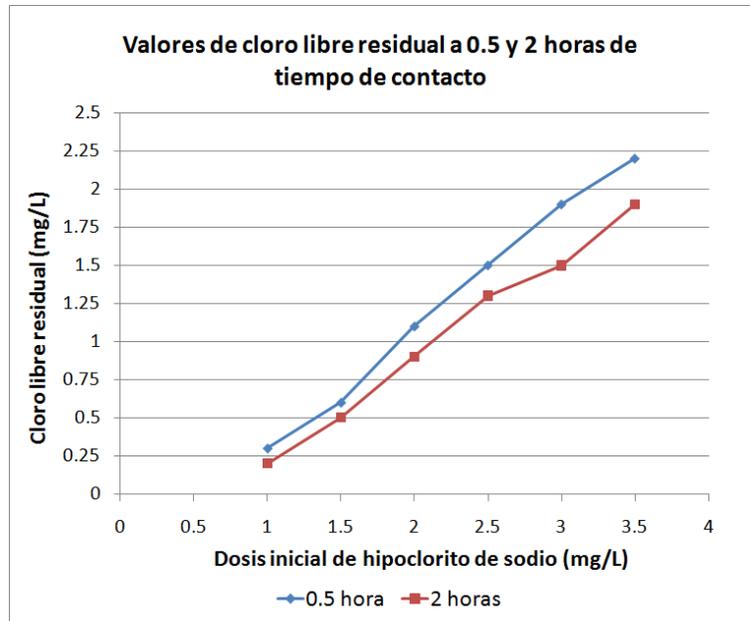


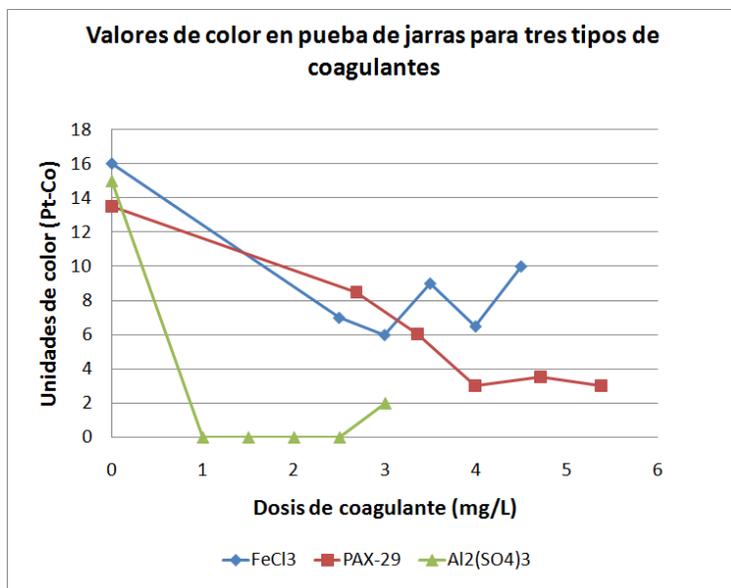
Figura 3.4 Cloro libre residual presente en agua cruda de mar en función de la dosis aplicada de hipoclorito de sodio.

Un valor de por lo menos 0.5 ppm de cloro residual es recomendable que esté presente en el agua, a la entrada de los filtros cartucho de una planta de ósmosis inversa, para evitar el crecimiento biológico (Saeed, 2002), por lo que para este propósito la dosis a aplicar al agua cruda de mar de hipoclorito de sodio fue de 1.5 ppm. Sin embargo, así como lo muestra la caracterización del agua de mar, la calidad del agua varía en cada época y la dosis en la etapa de precloración dependerá del nivel de contaminación que se presente.

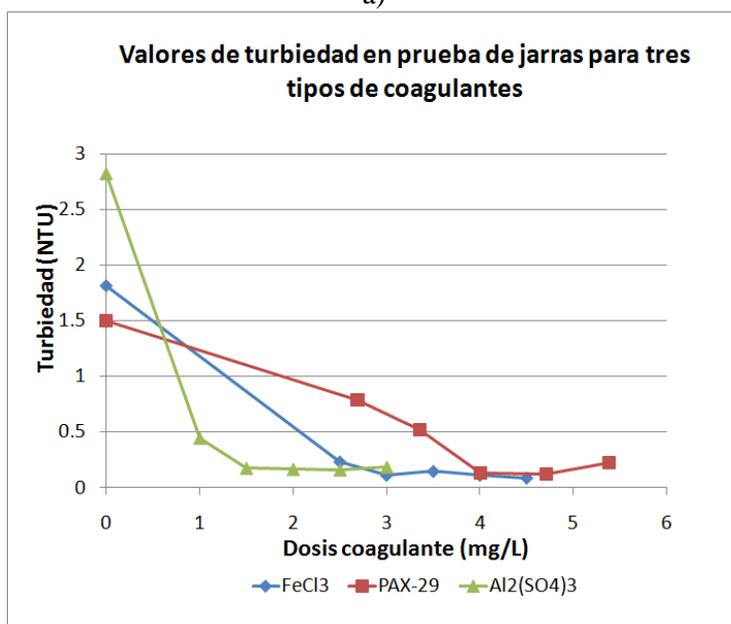
3.3.3 Pruebas de coagulación: moderada contaminación

Se aplicaron tres tipos de coagulantes y con base en los resultados de los valores residuales de turbiedad y color se determinaron las mejores dosis de cada reactivo, los cuales se muestran en la tabla 3.4.

La figura 3.5 muestra los valores residuales de color y turbiedad cuando se aplicaron pruebas de jarras al agua de mar, la cual presentaba un nivel moderado de contaminación, con los tres diferentes tipos de coagulante. Se puede observar que el desempeño del sulfato de aluminio fue el mejor respecto a los otros dos, ya que se requiere una menor dosis para disminuir los valores de estos parámetros.



a)



b)

Figura 3.5 Gráficas de a) color y b) turbiedad residual en prueba de jarras para agua de mar con moderada contaminación.

Es por esto que de los tres coagulantes utilizados, el sulfato de aluminio tuvo el mejor desempeño debido a que con una dosis entre 2 y 2.5 veces más baja aproximadamente, respecto al FeCl₃ y al PAX-29, se logró disminuir la turbiedad en un valor similar a los otros dos coagulantes y fue el único que removió el color por completo presente en el agua.

Tabla 3.4 Dosis más eficientes de tres coagulantes evaluados y los valores residuales de turbiedad y color en los efluentes pretratados (Agua cruda valores promedio: Turbiedad 14.9 UTN, Color 2.04 Pt-Co).

Coagulante	Dosis	Turbiedad	% remoción	Color	%
------------	-------	-----------	------------	-------	---

		residual UTN	Turbiedad	residual U Pt-Co	remoción de color
FeCl ₃	3 ppm	0.12	93.4	6	62.5
Al ₂ (SO ₄) ₃	1.5 ppm	0.17	94	0	100
PAX-29	4 ppm	0.14	90.6	3	77.7

Además, este coagulante presenta costos de tratamiento de agua de mar más económicos que los otros dos reactivos, como se puede observar en la tabla 3.5.

Tabla 3.5 Costos de tres coagulantes evaluados para el pretratamiento agua cruda de mar de Acapulco colectada en septiembre de 2008.

Coagulante	Nombre comercial	Fabricante	Precio incluye IVA (pesos/kg)
Sulfato de Aluminio, Al ₂ (SO ₄) ₃	Sulfato de aluminio libre de hierro	SIDESA	1.95
Cloruro de hierro FeCl ₃	PIX-111	Kemira de México	4.25
Policloruro de Aluminio Al ₂ (OH) _x Cl _{6-x} 0<x<6	PAX-29	Kemira de México	2.30

3.4 Pruebas en laboratorio para la determinación de los tipos y dosis más eficientes de reactivos de cada proceso integrante del pretratamiento convencional sin y con coagulación: Agua cruda con alta contaminación

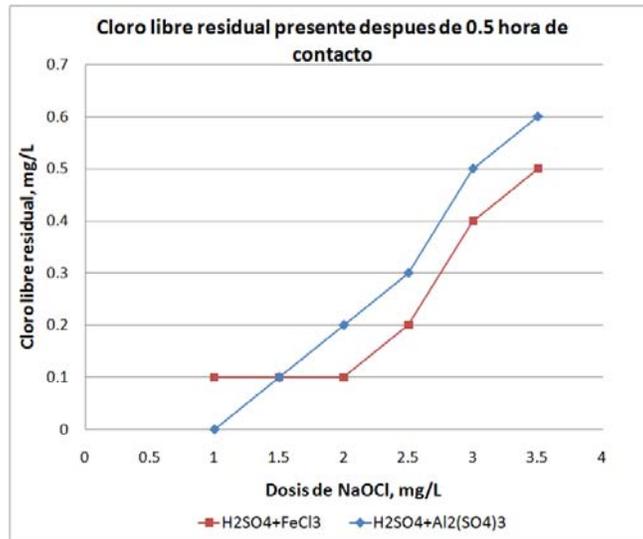
Debido a que la calidad del agua de mar puede ser diferente en cada época se realizaron pruebas combinando de manera consecutiva todos los procesos del tren del pretratamiento convencional con coagulación para obtener las dosis más eficientes de los reactivos químicos involucrados. Estas pruebas consistieron en ajuste de pH, precloración, coagulación-floculación y filtración. Se realizaron pruebas de ajuste de pH, con el ácido clorhídrico y el ácido sulfúrico, se usaron los datos del primer muestreo. Además, se compararon dos tipos de coagulantes, el cloruro férrico y el sulfato de aluminio.

3.4.1 Pruebas de precloración: alta contaminación

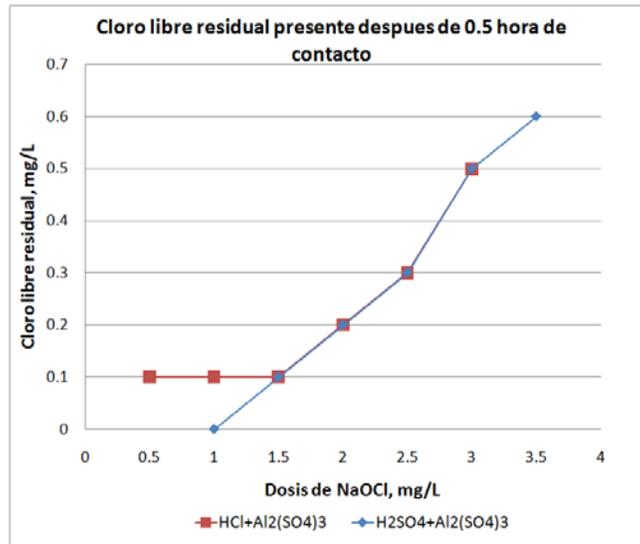
El intervalo de dosis de hipoclorito de sodio se aplicó en base a los resultados de las pruebas preliminares, donde se determinó que una dosis de 1.5 ppm de NaOCl era la que permitía obtener una concentración de cloro residual de 0.5 ppm. Sin embargo, el agua presentaba un nivel más alto de contaminación por lo que el cloro residual cuando se le aplicó la dosis antes mencionada era de 0.1 ppm, por lo que se dosificó una cantidad mayor.

La figura 3.6 muestra el contenido de cloro residual presente con un tiempo de contacto de 0.5 horas, en función de la dosis aplicada de hipoclorito de sodio, para los dos tipos de coagulantes y utilizando H_2SO_4 para ajustar el pH en la primera gráfica y en la segunda aplicando diferente ácido utilizando $Al_2(SO_4)_3$ como coagulante. .

Como se observa, la dosis para tener un contenido de 0.5 mg/L de cloro residual fue de 3 y 3.5 mg/L de hipoclorito de sodio para $FeCl_3$ y $Al_2(SO_4)_3$, respectivamente, lo cual es aproximadamente el doble de lo requerido en las pruebas realizadas con el agua que presentaba un nivel moderado de contaminación. La influencia del tipo de ácido usado no es significativa en cuanto a la cantidad de cloro residual, pues muestra un comportamiento igual en la figura 3.6b. Sin embargo, dos días después de haber obtenido estos valores, cuando se realizaron las pruebas de pretratamiento en el sitio de estudio, la cantidad de hipoclorito de sodio requerido fue de 10 mg/L para tener el valor de cloro residual requerido (0.5 mg/L). Esto puede ser ocasionado, como lo muestra la caracterización del agua cruda, porque la contaminación del agua de mar iba en aumento en los días en que se realizaron las pruebas.



a

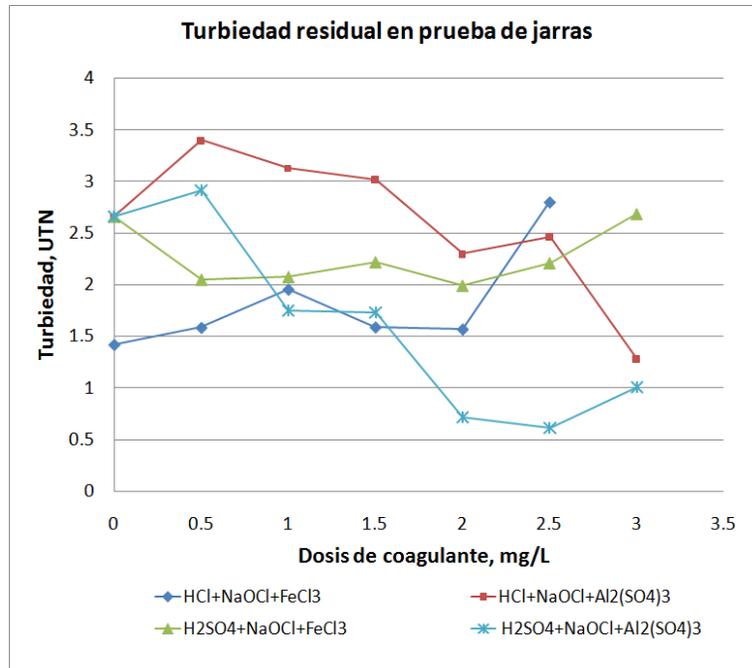


b

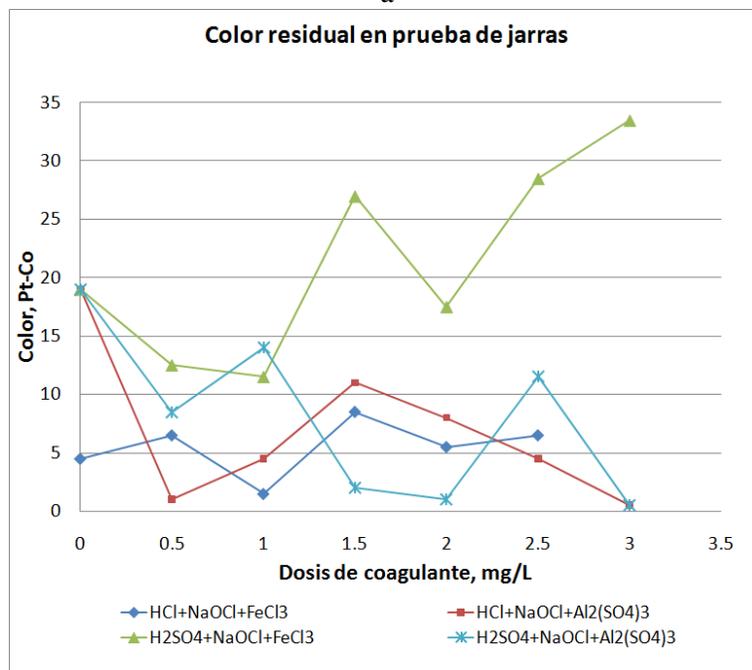
Figura 3.6 Cloro libre residual a la 0.5 hora de reacción, en función de la dosis aplicada de hipoclorito de sodio, a) con ajuste de pH aplicando ácido sulfúrico y diferente coagulante, b) con ajuste de pH aplicando diferente ácido.

3.4.2 Pruebas de coagulación: alta contaminación

Después de ajustar pH a 6.5 y de realizar la precloración con la dosis antes obtenida, se realizaron pruebas de jarras para determinar la dosis más eficiente de los dos coagulantes a aplicar. Se seleccionaron el sulfato de aluminio y el cloruro férrico (como base de comparación porque éste el coagulante que se reporta como el que se utiliza en las plantas de desalación con ósmosis inversa). La figura 3.7 muestra los valores residuales de turbiedad y color en función del tipo de ácido y de coagulante empleado. Como se observa en todos los tipos de dosificación que se realizaron el comportamiento en la remoción de color y turbiedad fue diferente. Sin embargo, se puede decir de manera general que cuando se utiliza el FeCl_3 como coagulante no existe una disminución significativa de los valores residuales y además, en la dosificación más alta estos valores aumentan. En contraste, cuando se utiliza el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, se observa una tendencia a disminuir los valores residuales de los parámetros medidos al aumentar la dosis. En cuanto a la comparación entre los tipos de ácidos utilizados no existe una tendencia en cuanto al uso de uno u otro, pero se puede observar que el uso de H_2SO_4 proporciona los mejores resultados.



a



b

Figura 3.7 Valores residuales de turbiedad (a) y color (b) en prueba de jarras para el pretratamiento convencional con coagulación aplicando cada etapa del tren de manera secuencial.

De acuerdo a estos resultados se presentan en la tabla 3.6 las dosis más eficientes de coagulantes para cada caso, las cuales se utilizaron para la medición del SDI.

Tabla 3.6 Dosis más eficientes de coagulantes con los dos tipos de ácidos

Sustancias químicas aplicadas	Dosis más eficiente de coagulante
HCl + NaOCl + FeCl ₃	1 ppm
H ₂ SO ₄ + NaOCl + FeCl ₃	1 ppm
HCl + NaOCl + Al ₂ (SO ₄) ₃	3 ppm
H ₂ SO ₄ + NaOCl + Al ₂ (SO ₄) ₃	3 ppm

Estas dosis fueron más altas respecto a las obtenidas con el agua cruda con moderada contaminación: Esto podría ser negativo, en lugar de obtener un beneficio para la ósmosis inversa porque al agregar más reactivos se podría aumentar la concentración de sales, aumentando el valor del SDI.

3.4.3 Pruebas de filtración directa: alta contaminación

Los resultados de las pruebas de filtración en los filtros pequeños (8 cm de diámetro) con diferentes tipos y alturas de material filtrante se muestran en la figura 3.8. Los resultados que se muestran corresponden al pretratamiento aplicando HCl para el ajuste de pH, y NaOCl para la precloración y la filtración directa con diferentes lechos. A manera de recordatorio y con referencia a la figura 3.8, los filtros utilizados fueron los siguientes: a) Gravilla-Granate, b) Gravilla-Arena-Granate, c) Gravilla-Granate-Antracita, d) Gravilla-Granate-Arena-Antracita, e) Gravilla-Arena, f) Gravilla-Arena-Antracita.

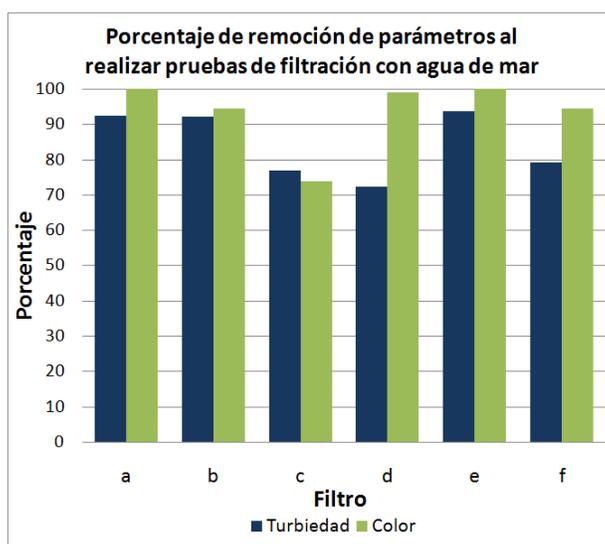


Figura 3.8 Remoción de parámetros en pruebas de filtración con agua de mar.

Se puede considerar que todos los filtros en general presentaron una alta remoción de color (entre 75 y 100%) y, en cuanto a la turbiedad, la remoción fue mayor a 70% en todos los casos.

Con base en lo anterior se decidió utilizar un filtro del tipo d (gravilla-granate-arena-antracita), el cual implica los cuatro medios filtrantes, tomando en cuenta que el uso de los cuatro medios filtrantes nos proporcionará una menor pérdida de carga respecto a los otros, además de que se espera el empleo de los cuatro medios de filtración una planta piloto esperando que su desempeño sea eficiente sobre todo en el pretratamiento convencional con filtración directa. Los medios filtrantes y su altura en el lecho del filtro, que se utilizó para la aplicación de los pretratamientos se muestran en la tabla 3.7.

Tabla 3.7 Altura de los medios filtrantes utilizados en la etapa de filtración

Medios filtrantes	Altura de los lechos
Gravilla	9 cm.
Granate	11.3 cm.
Arena	4.2 cm.
Antracita	5.5 cm.

3.5 Comparación de los pretratamientos evaluados: Agua cruda de mar con alta contaminación

La aplicación del pretratamiento convencional así como la filtración directa (convencional sin coagulación-floculación), fue realizada mediante la combinación de dos tipos de ácidos y de coagulantes. La tabla 3.8 muestra las pruebas de los pretratamientos aplicados, las cuales se enumeran y se describen.

Se midió la turbiedad y el color presentes antes y después de la etapa de filtración. En general, la etapa de la filtración removió por arriba del 90% del color y 80% de la turbiedad. Las figuras 3.9 y 3.10 muestran los valores residuales de estos parámetros con relación al número de la prueba realizada, después de aplicados los pretratamientos. Se observa que las pruebas con un mejor desempeño en la remoción de los parámetros fueron las número 2, 4, 6 y 8. En tres de estas pruebas está implicado el uso del ácido sulfúrico. De las tres pruebas que son del tipo convencional, en dos de ellas el coagulante es sulfato de aluminio. Todo lo anterior indica que el uso del ácido sulfúrico y el sulfato de aluminio nos proporcionan buenos resultados de remoción de color y turbiedad. Sin embargo, la prueba número 8 que implica el uso de ácido sulfúrico y una dosis mayor a la dosis óptima de cloruro férrico, fue la que tuvo las remociones más altas.

Tabla 3.8 Pruebas realizadas para el tratamiento convencional y la filtración directa

Pretratamiento	Número	Descripción de etapas y sustancia química				
		Ajuste de PH	Precloración	Coagulación	Decloración	Filtración
Convencional con coagulación	1	HCl	NaOCl	FeCl ₃	NaHSO ₃	Gravilla-granate-arena-antracita
	2	HCl	NaOCl	Al ₂ (SO ₄) ₃	NaHSO ₃	"
	3	H ₂ SO ₄	NaOCl	FeCl ₃	NaHSO ₃	"
	4	H ₂ SO ₄	NaOCl	Al ₂ (SO ₄) ₃	NaHSO ₃	"
Convencional con Filtración directa (sin coagulación)	5	HCl	NaOCl	----	NaHSO ₃	"
	6	H ₂ SO ₄	NaOCl	----	NaHSO ₃	"
Convencional con dosis de coagulante mayor a la más eficiente determinada (3ppm de FeCl ₃)	7	HCl;	NaOCl	FeCl ₃	NaHSO ₃	"
	8	H ₂ SO ₄	NaOCl	FeCl ₃	NaHSO ₃	"

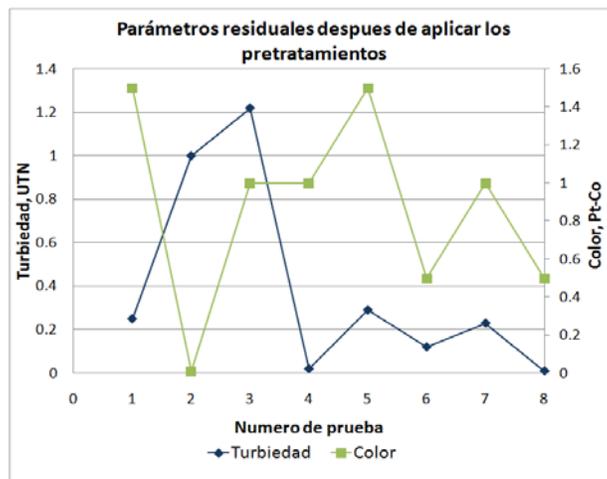


Figura 3.9 Valores residuales de turbiedad y color después de aplicados los pretratamientos a agua cruda de mar con alta contaminación.

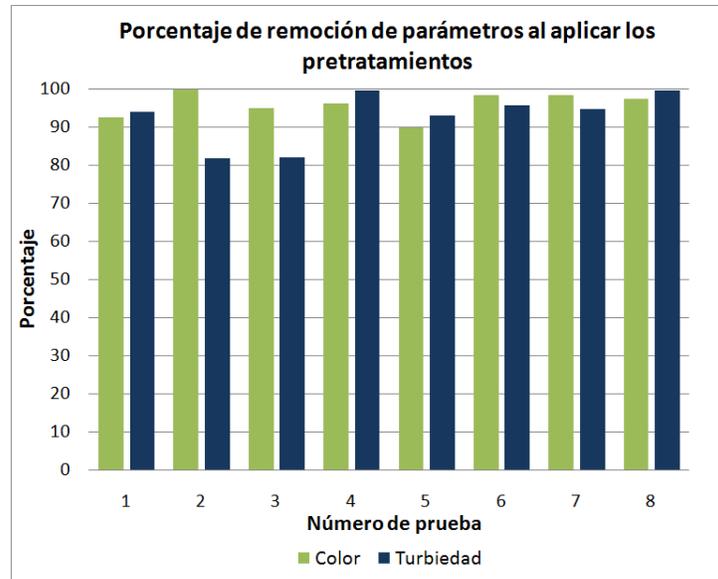
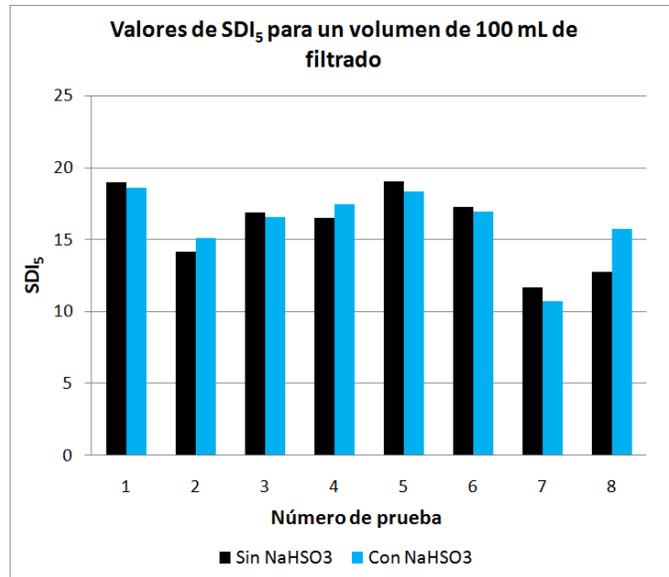


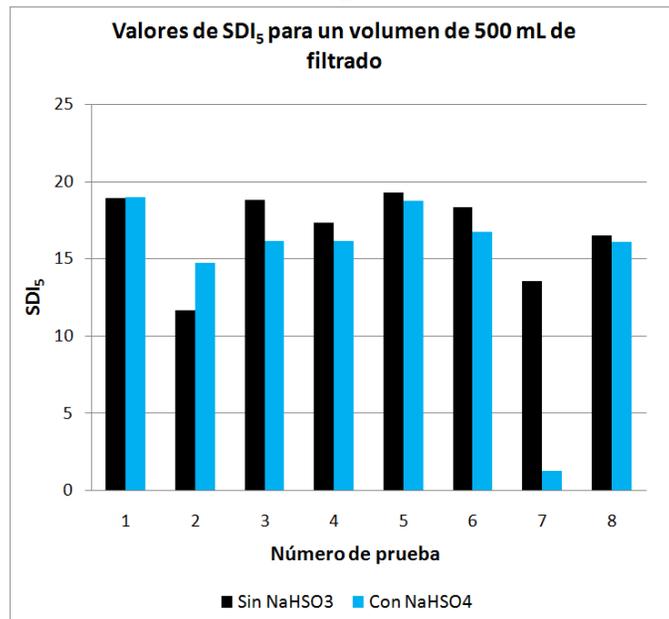
Figura 3.10 Porcentaje de remoción de turbiedad y color después de aplicar los pretratamientos a agua cruda de mar con alta contaminación.

Los resultados de medición de SDI mostraron que el porcentaje de taponamiento era tan alto, que el valor de SDI a los 15 minutos no podía ser medido por lo que se decidió medirlo solamente a los 5 minutos, utilizando los valores de 100 y 500 mL como volumen de muestra de filtrado. El valor promedio fue de 20, más de dos veces mayor al valor medido en el agua cruda, en las dos anteriores fechas de muestreo. Lo que sugiere una muy alta contaminación, y que además, se requeriría un pretratamiento más complejo que los dos convencionales preseleccionados.

En cuanto a los valores de SDI medidos después de aplicar las pruebas de los pretratamientos, descritas anteriormente en la tabla 3.8, fueron medidos antes y después de la adición del bisulfito de sodio o de cloración, para evaluar la influencia que éste tenía en el valor de este parámetro. Los resultados muestran en primera instancia, que los valores de SDI_5 no disminuyeron significativamente respecto a los del agua cruda. Por otra parte, llevar a cabo la prueba de SDI respecto a un volumen de filtrado menor que otro (ver figura 3.11), no muestra diferencia en cuanto a los valores obtenidos, a excepción de la prueba número 7, pues los valores muestran gran similitud uno con otro. Además, la adición del bisulfito de sodio para la de cloración, no muestra influencia significativa debido a que en algunos casos los valores de SDI se tuvo una baja disminución. La figura 3.11 muestra lo descrito anteriormente.



a



b

Figura 3.11 Valores de SDI₅ con 100 mL (a) y 500 mL (b) de volumen de medición, en la aplicación de los pretratamientos a agua cruda de mar con alta contaminación (agua cruda de mar valor promedio SDI₅ 19.5).

Un análisis de la figura anterior muestra que los valores más bajos de SDI después de aplicar los pretratamientos, se obtuvieron con la aplicación de los pretratamientos 2, 7 y 8, los cuales no tienen ninguna relación entre ellos en cuanto al tipo de coagulante o ácido. La prueba número 7, que implica el uso de ácido clorhídrico y cloruro férrico con una dosis mayor a la óptima estimada, resultó ser el mejor con los valores más bajos de SDI, e incluso con un valor de

Costo (pesos, incluye IVA)	\$0.076	\$0.076	\$0.076	\$0.076	\$0.076	\$0.076	\$0.076	\$0.076
Coagulación	FeCl ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	FeCl ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	----	----	FeCl ₃	FeCl ₃
Costo (pesos, incluye IVA)	\$0.011	\$0.078	\$0.011	\$0.078	----	----	\$0.033	\$0.033
Declaración	NaHSO ₃	NaHSO ₃	NaHSO ₃	NaHSO ₃	NaHSO ₃	NaHSO ₃	NaHSO ₃	NaHSO ₃
Costo (pesos, incluye IVA)	\$0.048	\$0.048	\$0.048	\$0.048	\$0.048	\$0.048	\$0.048	\$0.048
Costo Total (pesos, incluye IVA)	\$0.340	\$0.407	\$0.193	\$0.260	\$0.329	\$0.182	\$0.362	\$0.215

3.7 Selección del mejor pretratamiento de agua cruda de mar para desalación por el proceso de ósmosis inversa

Con base en los resultados de medición de los valores de SDI después de aplicar los pretratamientos, podemos afirmar que ninguno de los dos proporciona la calidad necesaria que se requiere para el proceso de ósmosis inversa, por lo que se requiere otro tipo de pretratamiento que pueda cumplir. Sin embargo, como las pruebas se realizaron en un periodo de alta contaminación para el agua de mar, cuando se presenta un nivel moderado de contaminación, el pretratamiento convencional con coagulación-floculación, logrará bajar estos valores.

Capítulo 4.- Conclusiones y Recomendaciones

En este trabajo se determinó que los trenes de pretratamiento convencional con y sin coagulación permitieron, solamente cuando la contaminación presente en el agua cruda de mar fue moderada, obtener un agua tratada adecuada para ser alimentada al proceso de ósmosis inversa. Sin embargo, cuando la contaminación fue alta, ninguno de los pretratamientos aplicados fue eficiente en cuanto a la disminución del valor de SDI, aunque el pretratamiento convencional con coagulación proporcionó mejores resultados que la filtración directa (convencional sin coagulación).

De manera adicional, con base en los resultados obtenidos en este trabajo se concluye de manera particular lo siguiente:

1. El pretratamiento convencional sin coagulación (ajuste de pH, precloración, filtración dual, decloración) y el pretratamiento convencional con coagulación (ajuste de pH, precloración, coagulación, filtración dual, decloración) fueron preseleccionados para ser evaluados en este estudio, principalmente debido a que los valores en las dos primeras caracterizaciones del agua de mar, mostraron que el nivel de contaminación presente era bajo. Además, el pretratamiento convencional se reporta como uno de los más aplicados a nivel mundial, con un desempeño similar a los otros procesos reportados, en cuanto a la calidad del agua salada a tratar.
2. Se seleccionaron los reactivos y las condiciones experimentales a evaluar para la realización de las pruebas de pretratamiento, con base en los reportes técnicos revisados y en la calidad del agua cruda en los dos primeros muestreos. Para los dos trenes de pretratamiento a evaluar, en la primera etapa de ambos trenes se comparó el uso de HCl y H₂SO₄, para el ajuste de pH a un valor de 6.5, debido a que se reporta en literatura que este valor permite un mejor funcionamiento de la membrana, evita la precipitación de sales y también permite un mejor desempeño de la etapa de coagulación-floculación. La segunda etapa del tren de pretratamiento o precloración se seleccionó como reactivo al

hipoclorito de sodio (NaOCl), para evitar el crecimiento biológico y la dosis a aplicar está en función del nivel de contaminación que presente el agua de mar. Para la tercera etapa o coagulación-floculación, además de aplicar FeCl_3 (que es el único reactivo reportado que se aplica en plantas de desalación), se aplicaron también de manera separada $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ y PAX-29 (policloruro de aluminio) como coagulantes. Para la cuarta etapa de filtración, con base en pruebas con filtros de 8 cm y posteriormente con otro de 30 cm de diámetro, se determinó que los mejores materiales para el lecho filtrante fueron arena, granate y antracita. Finalmente, para la quinta etapa o dechloración se seleccionó al bisulfito de sodio, el cual se dosifica normalmente en base a la cantidad de cloro residual presente y con una proporción de 3 mg de bisulfito por 1 mg de cloro libre residual.

3. Los mejores dosis de reactivos para cada uno de los procesos o etapas integrantes de los trenes preseleccionados de pretratamiento fueron los siguientes: a) para el ajuste de pH, los moles requeridos de ácido clorhídrico, para obtener un valor de este parámetro igual a 6.5, fueron 8×10^{-4} moles (29.2 ppm) y para al ácido sulfúrico 4×10^{-4} moles (39.2 ppm), b) para la etapa de precloración para el agua de mar colectada en septiembre de 2008 y enero de 2009, la mejor dosis en prueba de jarras resultó ser de 1.5 ppm de NaOCl y para el agua colectada en abril de 2009 fue de 3.5 ppm, para tener un valor de cloro libre residual de 0.5 ppm que inhibirá el crecimiento biológico. Sin embargo, cuando se realizaron las pruebas de pretratamiento la contaminación fue mayor por lo que fue requerida una dosis de 10 ppm de NaOCl, c) para la coagulación: en un agua de mar con moderada contaminación ($\text{SDI}_{15\text{prom}} = 4.45$), el mejor coagulante fue el $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ con 1.5 ppm, no importando el tipo de ácido utilizado para el ajuste de pH. Sin embargo, para un agua cruda de mar altamente contaminada ($\text{SDI}_{5\text{prom}} = 20$), la utilización de una dosis de 3 ppm FeCl_3 evaluada en las pruebas 7 y 8 de los pretratamientos, resultó mejor para la reducción del valor de SDI, d) El proceso de filtración resultó ser eficiente mediante el uso de

gravilla, granate, arena y antracita como medios filtrantes, debido a que se logró remover más del 80% de turbiedad y 90% de color, e) En la decoloración, la relación de dosificación 3:1 (1.5 ppm) de bisulfito de sodio/cloro libre residual, resultó ser efectiva para eliminar la presencia del cloro remanente en el agua de mar.

4. La eficiencia de los dos trenes de pretratamiento, aplicados al agua de mar de Acapulco con moderada contaminación, fue adecuada ya que la disminución de color y turbiedad fue muy elevada y el valor inicial de SDI fue relativamente bajo respecto al límite superior ($SDI < 5$) de los criterios recomendados por fabricantes de equipos de ósmosis inversa. En contraste, la eficiencia ambos trenes, aplicados al agua de mar de Acapulco con alta contaminación, fue insuficiente ya que la disminución en los valores de SDI no fue significativa (valores residuales de SDI_5 14-19) para disminuir a los valores recomendados por los fabricantes de equipos de ósmosis inversa. En este estudio se observó sólo una prueba para el tren convencional con coagulación, en la que se aplicó dos veces más dosis de coagulante respecto al valor obtenido en prueba de jarras, que presentó una disminución significativa del valor de SDI (de 19.5 a 1.3). sin embargo, debido a que esta prueba solamente se realizó una vez, se recomienda repetirla al menos cuatro en pruebas posteriores para determinar si efectivamente funciona. Por otro lado, la disminución de la turbiedad y el color presente en el agua, tampoco presentó una relación adecuada con el decremento del valor de SDI. Sin embargo, la aplicación de un tren de pretratamiento convencional con coagulación, respecto al convencional sin coagulación o filtración directa, originó una mejora más importante de la calidad del efluente pretratado.

Las recomendaciones que se sugieren para ser consideradas en un estudio posterior son:

- Evaluar en plantas piloto el tren de pretratamiento convencional con coagulación y otro integrado como ultrafiltración.

- Determinar costos más precisos de los trenes de pretratamiento anteriores.
- Comparar eficiencias y costos de ambos trenes de pretratamiento evaluados.

BIBLIOGRAFÍA

1. Abdessemed, D., Nezzal, G., 2008. Coupling softening — ultrafiltration like pretreatment of seawater case study of the Corso plant desalination (Algiers). *Desalination* 221, 107–113.
2. Aboabboud, M., Elmasallati, S., 2007. Potable water production from seawater by the reverse osmosis technique in Libya. *Desalination* 203, 119-133.
3. Bonnelye, V., Sanz, M.A., Durand, J.P., Plasse, L., Gueguen, F., Mazounie, P., 2004. Reverse osmosis on open intake seawater: pre-treatment strategy. *Desalination* 167, 191-200.
4. Brehant, A., Bonnelye, V., Perez, M., 2002. Comparison of MF/UF pretreatment with conventional filtration prior to RO membranes for surface seawater desalination. *Desalination* 144, 353-360.
5. Brown, T. J., M. B., Emelko, 2009. Chitosan and metal salt coagulant impacts on Cryptosporidium and microsphere removal by filtration. *Water Research* 43, 331-338.
6. Côte, P., Siverns, S., Monti, S., 2005. Comparison of membrane-based solutions for water reclamation and desalination. *Desalination* 182, 251–257.
7. Ebrahim, S., Abdel-Jawad, M., Bou-Hamad, S., Safar, M., 2001. Fifteen years of R&D program in seawater desalination at KISR Part I. Pretreatment technologies for RO systems. *Desalination* 135, 141-153.
8. Fritzmann, C., Löwenberg, J., Wintgens, T., Melin, T., 2007. State-of-the-art of reverse osmosis desalination. *Desalination* 216, 1–76.
9. Hasson, D., Bendrihem, O., 2006. Modeling remineralization of desalinated water by limestone dissolution. *Desalination* 190, 189–200.
10. Kabsch-Korbutowicz, M., Majwska-Nowak, K., Winnicki, T., 1999. Analysis of membrane fouling in the in the treatment of water solutions containing humic acids and mineral salts. *Desalination* 126, 179–185.
11. Khawaji, A.D., Kutubkhanah, I.K., Wie, J.M., 2007. A 13.3 MGD seawater RO desalination plant for Yanbu Industrial City. *Desalination* 203, 176–188.
12. Koutsakos, E., Moxey, D., 2007. Membrane Management System. *Desalination* 203, 307–311.
13. Kronenberg, G., 2004. The largest SWRO plant in the world-Ashkelon 100 million m³/y BOT project. *Desalination* 166, 457–463.

14. Leparc J., Rapenne S., Courties, C., Lebaron, P., Croué, J. P., Jacquemet, V., Turner, G., 2007. Water quality and performance evaluation at seawater reverse osmosis plants through the use of advanced analytical tools. *Desalination* 203, 243–255.
15. Mauguin, G., Corsin, P., 2005. Concentrate and other waste disposals from SWRO plants: characterization and reduction of their environmental impact. *Desalination* 182, 355–364.
16. Medina, S.J., 1999. Desalación de aguas salobres y de mar. Ósmosis inversa. 1999. Editorial Mundi-Prensa. España, pag 173-245.
17. Meerganz von Medeazza, G., 2004. Water desalination as a long-term sustainable solution to alleviate global freshwater scarcity? A North-South approach. *Desalination* 169, 287-301.
18. Mitrouli, S.T., Yiantsiosa, S.G., Karabelasa, A.J., Mitrakasb, M., Follesdal, M., Kjolseth, P.A., 2008. Pretreatment for desalination of seawater from an open intake by dual-media filtration: Pilot testing and comparison of two different media. *Desalination* 222, 24-37
19. Migliorini, G., Luzzo, E., 2004. Seawater reverse osmosis plant using the pressure exchanger for energy recovery: a calculation model. *Desalination* 165, 289–298.
20. NOM-013-SSA1-1993. "requisitos sanitarios que debe cumplir la cisterna de un vehículo para el transporte y distribución de agua para uso y consumo humano". Norma oficial mexicana, México.
21. NOM-014-SSA1-1993 "procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados" Norma oficial mexicana, México.
22. NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización". Norma oficial mexicana, México.
23. NOM-179-SSA1-1998, Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por sistemas de abastecimiento público. Norma oficial mexicana, México.
24. NOM-230-SSA1-2002, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo. Norma oficial mexicana, México.

25. Pearce, G., Talo, S., Chida, K., Basha, A., Gulamhusein, A., 2004. Pre-treatment options for large scale SWRO plants: case study of UF trials at Kindasa, Saudi Arabia, and conventional pre-treatment in Spain. *Desalination* 167, 175–189.
26. Petry, M., Sanz, M. A., Langlais, C., Bonnelye, V., Durand, J-P., Guevara. D., Mantovani, N. W., Homma, S. C., 2007. The El Coloso (Chile) reverse osmosis plant. *Desalination* 203, 141–152.
27. Redondo, J.A., Lomax, I., 1997. Experiences with pretreatment of raw water with high fouling potential for reverse osmosis plant using FILMTEC™ membranes. *Desalination* 110, 167–182.
28. Redondo, J.A., Lomax, I., 2001. Y2K generation FILMTEC RO membranes combined with new pretreatment techniques to treat raw water with high fouling potential: summary of experience. *Desalination* 136, 287–306.
29. Saeed, M.O., 2002. Effect of dechlorination point location and residual chlorine on the biofouling in a seawater reverse osmosis plant. *Desalination* 143, 229– 235.
30. Schafer, A.I, Matrup, M., Jensen, L. 2002. Particle interactions and removal of trace contaminants from waters and wastewaters. *Desalination* 147, 243–250.
31. Schwinge, J., Neal, P.R., Wiley, D.E., Fletcher, D.F., Fane, A.G., 2004. Spiral wound modules and spacers: Review and analysis, *Journal of Membrane Science* 242, 129–153.
32. Van Hoof, S.C.J.M., Minnery, J.G., Mack, B., 2001. Dead-end ultrafiltration as alternative pre-treatment to reverse osmosis in seawater desalination: a case study. *Desalination* 139, 161–168.
33. Veza, J.M., 2001. Desalination in the Canary Islands: an update. *Desalination*. 133, 259–270.
34. Vial, D., Doussau, G., 2002. The use of microfiltration membranes for seawater pre-treatment prior to reverse osmosis membranes. *Desalination* 153, 141-147.
35. Vial, D., Doussau, G., Galindo R., 2003. Comparison of three pilot studies using Microza membranes for Mediterranean seawater pre-treatment. *Desalination* 156, 43–50.
36. Vrouwenvelder, I.S., Van der Kooij, D., 2001. Diagnosis, prediction and prevention of biofouling of NF and RO membranes. *Desalination* 139, 65–71.

37. World Health Organization, 2004, Guidelines for Drinking, Water Quality, USA.
38. Wilf, M., Klinko, K., 1998. Effective new pretreatment for seawater reverse osmosis systems. *Desalination* 117, 323-331.
39. Withers, A., 2005. Options for recarbonation, remineralisation and disinfection for desalination plants. *Desalination* 179, 11-24.
40. Wolf, P.H., Siverns, S., Monti, S., 2005. UF membranes for RO desalination pretreatment. *Desalination* 182, 293-300.
41. Yiantsios, S.G., Sioutopoulos, D., Karabelas, A.J., 2005. Colloidal fouling of RO membranes: an overview of key issues and efforts to develop improved prediction techniques. *Desalination* 183, 257-272.
42. Zhang, D., Liu, Y.W., Gao, S.M., Li, C.Z., Zhang, F., Zen, H.M., Ye, C.S., 2006. Pilot testing of outside-in UF pretreatment prior to RO for high turbidity seawater desalination. *Desalination* 189, 269-277.

Páginas web

43. Centro Virtual de Información del agua, 2008. Desalación de agua de mar, una alternativa para México [en línea] [sin edición], <http://www.agua.org.mx/content/view/4187/89/>
44. CNA, Comisión Nacional del Agua. Estadísticas del agua, México edición 2008. Versión digital consultada en noviembre 2008 en la dirección electrónica: www.conagua.gob.mx.
45. Lenntech: Tratamiento de agua y purificación de aire. Silt Density Index, 2009 [en línea] [sin edición], <http://www.lenntech.com/SDI.htm>

ANEXOS

Anexo A. Agua en México

Infraestructura hidráulica

El país cuenta con una infraestructura hidráulica para proporcionar el agua requerida para los diferentes usuarios nacionales, donde destaca lo siguiente:

- 4 000 presas de almacenamiento.
- 6.46 millones de hectáreas con riego.
- 2.74 millones de hectáreas con temporal tecnificado.
- 541 plantas potabilizadoras en operación.
- 1 710 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en operación.
- 2 021 plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación.
- 3 000 kilómetros (km) de acueductos.

Plantas potabilizadoras

Las plantas potabilizadoras condicionan la calidad del agua de las fuentes superficiales y/o subterráneas al uso público urbano. En 2007 se potabilizaron 86.4 metros cúbicos sobre segundo (m^3/s) en las 541 plantas en operación del país, la tabla A1.1 proporciona más detalle de la capacidad instalada y el caudal potabilizado por regiones hidrológico-administrativa (CNA, 2008).

Tabla A1.1 Plantas potabilizadoras en operación, por región hidrológico-administrativa.

Región hidrológico-Administrativa	Número de plantas en operación	Capacidad instalada (m^3/s)	Caudal potabilizado (m^3/s)
I Península de Baja California	38	11.17	6.38
II Noroeste	20	2.89	1.58
III Pacífico Norte	150	9.08	7.23
IV Balsas ^a	21	23.18	17.58
V Pacífico Sur	8	3.18	2.59
VI Río Bravo	58	25.96	15.82
VII Cuencas Centrales del Norte	48	0.37	0.25
VIII Lerma-Santiago-Pacífico	73	19.37	12.11
IX Golfo Norte	40	6.59	5.83
X Golfo Centro	7	6.40	4.58
XI Frontera Sur	40	13.17	8.22
XII Península de Yucatán	1	0.01	0.01
XIII Aguas del valle de México	37	5.12	4.23
Total	541	126.49	86.39

^a Incluye la planta potabilizadora "Los Berros", que forma parte del sistema Cutzamala.

Cada planta potabilizadora, tiene uno o varios procesos centrales con el propósito de eliminar cierto tipo de contaminante. En la tabla A1.2 se muestra el proceso central, el tipo de eliminación que se obtiene y el número y porcentaje de plantas y del gasto potabilizado para cada proceso (CNA, 2008). Se destaca que las plantas de ósmosis inversa en México representan aproximadamente el 20% del total y el gasto potabilizado es bajo comparado con otros procesos.

Tabla A1.2 Principales procesos de potabilización aplicados en plantas de México.

Proceso central	Propósito	Plantas		Gasto potabilizado	
		No.	%	m ³ /s	%
Ablandamiento	Eliminación de dureza	11	2.0	0.65	0.75
Adsorción	Eliminación de trazas de orgánicos	13	2.4	1.27	1.47
Clarificación Convencional	Eliminación de sólidos suspendidos	184	34.0	58.25	67.43
Clarificación de Patente	Eliminación de sólidos suspendidos	137	25.3	6.58	7.62
Electrodialisis Reversible	Eliminación de sólidos disueltos	2	0.4	0.12	0.14
Filtración Directa	Eliminación de sólidos suspendidos	58	10.7	14.58	16.87
Filtros Lentos	Eliminación de sólidos suspendidos	6	1.1	0.04	0.05
Ósmosis Inversa	Eliminación de sólidos disueltos	114	21.1	1.43	1.65
Remoción de Hierro y Manganeso		16	3.0	3.48	4.02
Total		541	100.0	86.39	100.0

Normatividad aplicable en materia de agua

La Ley de Aguas Nacionales (LAN) establece que la explotación, uso o aprovechamiento de las aguas nacionales se realizará mediante concesión o asignación otorgada por el Ejecutivo Federal a través de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), por medio, de los Organismos de Cuenca, o directamente por ésta cuando así le competa, de acuerdo con las reglas y condiciones que dispone la LAN y su reglamento.

A continuación se presentan las normas ambientales mexicanas relacionadas con el tema del agua.

Normas Oficiales Mexicanas de la Secretaría de Salud

Para el abastecimiento de agua para uso y consumo humano se requiere de una adecuada calidad, para prevenir y evitar la transmisión de enfermedades gastrointestinales entre otras. Es por esto que se requirió establecer límites permisibles en cuanto a características microbiológicas, físicas, organolépticas, químicas y radioactivas del agua. La norma que establece los límites permisibles de calidad del agua se describe en la tabla A1.3 (CNA, 2008):

Tabla A1.3 Norma Oficial Mexicana que establece los límites permisibles de la calidad del agua.

NOM-127-SSA1-1994	Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Se publicó en el DOF el día 18 de enero de 1996, y entró en vigor al siguiente día. El 22 de Noviembre de 2000 se publicó en el DOF una modificación que entró en vigor a los noventa días naturales posteriores de su publicación.
--------------------------	---

Esta norma establece:

- Límites permisibles de características bacteriológicas (coliformes fecales y coliformes totales);
- Límites permisibles de características físicas y organolépticas (color, olor y sabor y turbiedad);
- Límites permisibles de características químicas (lo cual comprende 34 parámetros, tales como aluminio, arsénico, bario, entre otros);
- Límites permisibles de características de constituyentes radioactivos;
- Métodos de tratamiento que se deben aplicar según los contaminantes encontrados.

La tabla A1.4 se indican otras normas de importancia del sector de salud (CNA, 2008):

Tabla A1.4 Normas de la Secretaria de Salud que involucran al agua para su uso y consumo humano.

NOM-013-SSA1-1993	Requisitos sanitarios que debe cumplir la cisterna de un vehículo para el transporte y distribución de agua para uso y consumo humano. Se publicó en el DOF el 12 de agosto de 1994. Entró en vigor al día siguiente.
NOM-014-SSA1-1993	Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento públicos y privados. Se publicó en el DOF el 12 de agosto de 1994. Entró en vigor al día siguiente.
NOM-179-SSA1-1998	Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por sistemas de abastecimiento público. Se publicó en el DOF el día 24 de septiembre de 2001. Entró en vigor al día siguiente.
NOM-230-SSA1-2002	Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo. Se publicó en el DOF el día 12 de julio de 2005. Entró en vigor a los sesenta días naturales posteriores de su publicación.

Otras normas

Con el fin de vigilar la calidad del agua en las playas del país, se emitió la norma NMX-AA-120-SCFI-2006 mexicana de calidad de playas. Donde se establece la formación de Comités de Playas como órganos auxiliares con el objeto de promover el saneamiento de las playas además, de las cuencas y acuíferos asociados a las mismas, así como prevenir y corregir la contaminación para proteger y preservar las playas mexicanas, respetando la ecología nativa y elevando al calidad y el nivel de vida de la población local y del turismo y la competitividad de las playas. Al 31 de diciembre de 2007, se habían instalado 31 Comités.

Anexo B. Procesos de pretratamientos de agua para ósmosis inversa

Procesos Físicos aplicados en pretratamientos de la OI

El pretratamiento físico consiste generalmente en una etapa de floculación con filtración multimedia seguida de una filtración cartucho, pero diversas configuraciones tales como sedimentadores laminares, flotación con aire disuelto o membranas pueden encontrarse en plantas de todo el mundo. El objetivo de este tipo de pretratamiento es eliminar fundamentalmente la materia sólida, algas y materia orgánica. El pretratamiento químico depende del pretratamiento físico que está en uso ([Medina, 2000](#)).

❖ *Filtración*

Para mejorar la calidad del agua en el aspecto de partículas sólidas se recurre fundamentalmente a distintos procesos de filtración la cual se encargara de la separación de los sólidos contenidos en el líquido.

En general la utilización de filtros formados por una o más capas de material filtrante resuelve la separación de material no coloidal y se logra retener buena parte del material coloidal en un 50% aproximadamente. Sin embargo, en ocasiones la filtración debe mejorarse con la aplicación de otras técnicas como decantación, coagulación-floculación y sedimentación.

La necesidad de retener la mayor parte de sólidos presentes en el agua obliga a la implementación de etapas de filtración que corresponden esencialmente a lo siguiente:

- Filtración gruesa
- Filtración fina

La primera se encarga de la separación de materiales de tamaños y de estructuras determinadas, mientras que la segunda realiza una separación de tamaño micrométrico.

✓ *Filtración sobre cartuchos*

Una última etapa de filtración es aplicada en casi todos los casos para evitar un nivel excesivo de partículas, mediante la filtración sobre cartuchos.

En las instalaciones de ósmosis inversa este tipo de filtración es imprescindible ya que se encarga de la filtración de partículas finas, consiguiendo la eliminación de partículas finas y constituyen una medida de protección de las membranas desaladoras.

Los fabricantes de membranas imponen el nivel de filtración de 5 micras para garantizar el buen funcionamiento de las membranas e inclusive se llega a descender este nivel hasta 1 micra ([Medina, 2000](#)).

Los cartuchos que constituyen el elemento filtrante están formados por un alma o eje hueco, con perforaciones laterales, sobre el que se enrolla un hilo, que es el que garantiza el tamaño de poro acorde con las características de separación del filtro. Esto se logra con una selección del espesor del hilo, el tipo de enrollamiento y la tensión o presión que se aplica al mismo.

El eje deberá ser de un material resistente a la corrosión, por lo que se emplean productos plásticos como policloruro de vinilo (PVC) o aceros inoxidable según la aplicación se haga en agua salobre o de mar.

Las partículas retenidas por los cartuchos incrementan las pérdidas de carga del mismo, por lo que cuando se alcanza un determinado valor se procede a su sustitución, debido a que éstas no se desprenden fácilmente, como ocurre en los filtros.

De relativamente reciente aparición en el mercado, cada vez se utilizan más los filtros plegables. Su mayor superficie filtrante les permite, en igualdad de circunstancias, disminuir las pérdidas de carga y así aumentar el tiempo de funcionamiento ininterrumpido.

Con este tipo de filtros, considerando una velocidad fija de filtración, normalmente inferior a 3 m/s, se requieren menor número de unidades para realizar la filtración de un determinado caudal, que con filtros de hilo enrollado normales. De esta forma se disminuye el costo de instalación (Medina, 2000).

También existen en el mercado filtros en el que el cartucho está constituido por un material plástico esponjoso (Medina, 2000).

Procesos químicos aplicados en pretratamientos de la OI

El pretratamiento químico incluye cualquier adición de productos químicos en la corriente de la etapa de ósmosis inversa, el tipo de pretratamiento físico influencia perceptiblemente la cantidad de productos químicos que se tengan que agregar en la corriente de proceso. Las membranas como pretratamiento requieren generalmente de una menor adición química que el pretratamiento convencional, que se caracteriza por un consumo alto de productos químicos (Fritzmann *et al.*, 2007).

❖ Precloración

La desinfección con cloro es necesaria independientemente del pretratamiento físico aplicado, para desinfectar el agua y para prevenir el crecimiento biológico que causa ensuciamiento de filtros y membranas, reduciendo el funcionamiento del proceso.

El cloro se agrega al agua cruda como hipoclorito de sodio (NaOCl) o cloro gas (Cl₂), que un proceso de hidrólisis del agua se forma el ácido hipocloroso:



El ácido hipocloroso (HOCl) se disocia en el agua en los iones hidrógeno e hipoclorito (OCl⁻):



La suma de Cl₂, NaOCl, HOCl y OCl⁻ es referido como cloro residual libre. Para la cloración continua en el punto de entrada, una concentración de cloro libre residual de 0.5-1.0 mg/l se debe mantener a lo largo de la línea del pretratamiento para evitar la contaminación biológica (Fritzmann *et al.*, 2007).

Una etapa de dechloración en la corriente hacia la membrana de OI es necesaria para prevenir su oxidación y/o hidrólisis, la cloración continua ha sido el estándar industrial por años, pero la contaminación biológica de las corrientes en los puntos de dechloración es común, el cloro se considera que reacciona con la materia orgánica convirtiéndola en fragmentos más pequeños que sirven como nutrientes, propiciando el crecimiento biológico en la superficie de la membrana de OI donde el cloro no está presente para prevenir este crecimiento. Para superar este problema, se

realiza la inyección de descargas periódicas de cloro manteniendo la etapa de OI fuera de operación., después de que toda el agua de alimentación haya sido desinfectada tendrá que realizarse un enjuague antes de que se inicie la operación, asegurándose de que ningún agua tratada con cloro alcance la membrana de OI.

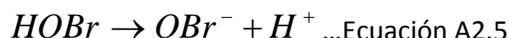
La eficiencia germicida dependerá de la concentración de HOCl no disociado, que es 100 veces más eficiente que el OCl⁻, producto de la disociación, el equilibrio de la disociación de HOCl en agua cambia con el valor de pH, temperatura y salinidad como lo indica la tabla A2.1 (Fritzmán *et al.*, 2007).

Tabla B1.1 Concentración de HOCl dependiendo del valor de pH, temperatura y salinidad.

Valor de pH	Temperatura, °C	SDT, mg/L	HOCl, en % de cloro residual
7.5	25	40	50
6.5	25	40	90
7.5	25	40 000	30
7.5	5	40	62

La eficacia germicida aumenta por lo tanto de un valor de pH de 6.5 a 7.5, así como de una temperatura de 5 °C a 25°C, pero disminuye con el aumento de salinidad.

Generalmente, el bromuro (Br⁻) está disuelto en el agua de mar cambiando el comportamiento de la reacción con el cloro:



El biocida predominante presente en el agua de mar es por lo tanto el ácido hipobromoso (HOBr), comparado al HOCl en el agua salobre, puesto que el HOBr es un ácido más débil que el HCl, es decir se disocia en un grado más pequeño, el pretratamiento puede realizarse con valores de pH mayores que en el pretratamiento de agua salobre porque más HOBr estará presente con valores de pH más altos.

La frecuencia de dosificación que se reporta varía de una 1 a 4 veces al día con una concentración de cloro de 5 ppm (Miglorini *et al.*, 2004). Otro reporte habla de índices de dosificación ideales de 2-3 ppm durante 2 horas por semana (Fritzmán *et al.*, 2007).

Como alternativa a la desinfección con cloro, la radiación ultravioleta (UV) puede desinfectar el agua cruda, pero es hasta ahora poco aplicada.

❖ *Coagulación y Floculación*

La coagulación tiene por objeto desestabilizar las partículas en suspensión y facilitar su aglomeración. Se realiza mediante la dosificación y dispersión rápida de productos químicos. La floculación tiene por fin favorecer, mediante una mezcla lenta, el contacto entre las partículas desestabilizadas. Estas partículas se aglutinan para formar flóculos que pueden eliminarse fácilmente mediante filtración, decantación, sedimentación, etc.

La desestabilización de las partículas coloidales ocurrida en la coagulación se logra en cuatro etapas (Medina, 2000):

- a) Compresión de la doble capa que rodea a los coloides.

Cuando dos partículas coloidales parecidas se acercan, sus capas difusas reaccionan y generan una fuerza de repulsión. Cuando la distancia entre las partículas es superior a un valor crítico L , dominan las fuerzas de repulsión sobre las de atracción de Van der Waals, por lo que se mantienen en movimiento. Las partículas cuya energía cinética es suficiente para superar el potencial de repulsión se aglomeran, mientras que las otras permanecen dispersas.

Aumentando la fuerza iónica del agua se disminuyen las fuerzas de repulsión y se comprime la capa difusa hacia la partícula. En la zona situada cerca de ésta, las fuerzas de Van der Waals son bastante importantes para neutralizar la fuerza de repulsión.

- b) Neutralización de las cargas superficiales, debido a las fuerzas de van der Waals.

- c) Agrupación de las partículas en un precipitado.

Mediante la previa desestabilización de los coloides, formando un flóculo, que posee carga positiva cuando el pH está entre ácido y neutro. Esto requiere la adición de suficiente cantidad de coagulante.

Los coagulantes usados son distintas sales de hierro y aluminio, generalmente cloruro férrico. Los polielectrolitos de cadena larga también facilitan la desestabilización. Se pensaba que las sales liberaban los iones que a su vez neutralizaban la fuerza de repulsión entre las partículas coloidales y favorecían así la coagulación. Sin embargo, se ha comprobado que el mecanismo es más complejo y que los productos de la hidrólisis de dichas sales de aluminio y hierro son incluso coagulantes más eficaces que los propios iones.

- d) Adsorción de los metales hidrolizados (sales de hierro) y polielectrolitos, sobre los coloides, creando puentes entre las partículas.

Después de su desestabilización, las partículas coloidales tienen tendencia a aglomerarse cuando entran en contacto unas con otras. La floculación tiene por objeto aumentar la probabilidad de los contactos entre partículas, los cuales están provocados por la diferencia de velocidad entre estas.

En la floculación la agitación del agua se realiza a menores velocidades y durante periodos más largos, durante los cuales surgen pequeñas partículas que se aglomeran en flóculos perfectamente definidos y de suficiente tamaño para sedimentarse.

Los agentes de la coagulación y floculación son agregados para que la materia disuelta sea adsorbida por los hidróxidos formados y la materia coloidal, para formar aglomeraciones (flóculos). En el pretratamiento convencional, la subsecuente sedimentación y filtración con arena remueve tales aglomeraciones del agua de alimentación.

Para aumentar el tamaño del flóculo, son necesarias una selección de productos químicos apropiados y una dosificación adecuada, las sales del hierro o aluminio se utilizan, algunas veces en combinación con los polímeros.

Los coagulantes más comúnmente usados son el cloruro férrico FeCl_3 , el sulfato de hierro $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ o el sulfato de aluminio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Durante la coagulación la alcalinidad se reduce y se produce dióxido de carbono (CO_2) (Migliorini *et al.*, 2004), la adición de coagulantes al agua cruda

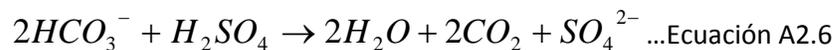
antes del pretratamiento con membrana ayuda a reducir el potencial de ensuciamiento y a proporcionar una mejor calidad del agua de alimentación a la membrana de OI.

❖ *Ajuste del pH*

El agua que se va a desalar generalmente tiene un pH elevado, aproximadamente 8 en el agua de mar y valores superiores en el agua salobre.

En aplicaciones de ósmosis inversa, el valor del pH generalmente se ajusta a valores bajos donde las membranas de OI muestran un mejor funcionamiento y en donde las membranas del acetato de celulosa muestran menos hidrólisis, los ácidos tales como el ácido sulfúrico se utilizan para alcanzar el valor de pH deseado, el ajuste del pH es necesario también para prevenir el incrustamiento del CaCO_3 .

El uso del ácido sulfúrico incrementa la concentración del ion sulfato y la tendencia a la formación de precipitados de sulfato de calcio según la ecuación:



La presencia de carbonato o bicarbonato de calcio daría lugar a las siguientes reacciones:



Para evitar esto se le agrega al agua algún antincrustante o secuestrante que suelen ser compuestos derivados del fósforo como el hexametáfosfato de sodio o diversos tipos de polielectrolitos (poliacrilatos, polimaleatos, etc.) (Medina, 2000).

El CO_2 que se produce en todos los casos se difunde a través de la membrana hacia el producto que tiene un pH bajo y es bastante corrosivo para las redes de distribución.

Para el caso de la coagulación el pH es una variable importante y dependiendo para cada tipo de agua existe un intervalo en el que la coagulación tiene lugar rápidamente. Este rango es función del tipo de coagulante utilizado y de la composición del agua a tratar. Para sales de hierro y aluminio dicho rango se extiende entre 5.5 y 7.8.

❖ *Agentes Antincrustantes*

El incrustamiento es la precipitación de sales en la superficie de la membrana causada por la sobresaturación, el incrustamiento reduce la productividad de la membrana y la recuperación del agua. Una variedad de sales pueden causar el incrustamiento y la sal limitante puede ser determinada usando el producto de solubilidad, dependiendo de la sal limitante, se utilizan diversos inhibidores del incrustamiento. Para el incrustamiento de carbonato de calcio la adición de ácido sulfúrico es suficiente en la mayoría de los casos.

Los agentes antincrustantes pueden controlar la precipitación causada por los sulfatos, los carbonatos y el fluoruro de calcio, debido a las bajas tasas de recuperación en SWRO comparado a BWRO, el incrustamiento aquí es considerado como un problema menor., generalmente, la adición de agentes antincrustantes es recomendable para los sistemas de SWRO que trabajan con recuperaciones mayores al 35% (Migliorini *et al.*, 2004). Este tipo de agentes son necesarios e independientes de las opciones seleccionadas para el tratamiento físico.

El sodiohexametáfosfato (SHMP), es el antincrustante de uso más común, pero ha sido sustituido extensamente por compuestos poliméricos debido a las características eutroficantes y a los problemas asociados a su disposición.

❖ *Decloración*

La decloración tiene que ser realizada antes de la etapa de OI porque el cloro residual, en el agua de alimentación al módulo de ósmosis inversa, puede dañar la membrana por oxidación.

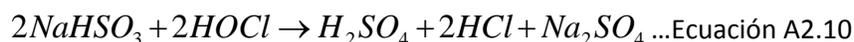
La resistencia al cloro varía dependiendo del material de la membrana, los principales fabricantes de membranas esperan la degradación de la membrana después de una exposición de 200-1000 horas con una concentración de 1 mg/L de cloro libre para membranas compuestas.

El índice de daño del cloro también depende del valor de pH., la degradación es más rápida en agua alcalina que en agua neutra o ácida, las temperaturas altas también aceleran la degradación de la membrana por oxidación.

El metabisulfito de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) se utiliza comúnmente para la decloración debido a su alta rentabilidad (Saeed, 2002). En agua reacciona formando bisulfito de sodio:



El bisulfito de sodio reduce al ácido hipocloroso:



En la práctica, la dosis típica que se utiliza de metabisulfito de sodio es 3.0 mg para remover 1 mg de cloro libre, en contraste con lo teóricamente necesario de 1.34 mg de metabisulfito de sodio por 1 mg de cloro, además del metabisulfito del sodio, el carbón activado es muy eficaz en la reducción del cloro libre. En un lecho de carbón activado, el agua reacciona con el carbón y el cloro:



El punto en el que se realiza la desinfección con cloro en el tren del pretratamiento, tiene influencia en el funcionamiento de la membrana.

Un estudio en la desalinizadora de Al-Birk en la costa del Mar Rojo observó la influencia del punto de dosificación de la decloración en el pretratamiento en cuanto a crecimiento bacteriano y potencial de ensuciamiento biológico. El pretratamiento de la planta incluía la filtración con arena y la filtración con cartucho como pretratamiento físico así como la desinfección con cloro y la adición de metabisulfito de sodio para remover el cloro residual como tratamiento químico. La decloración antes de la filtración con cartucho dio lugar a la obstrucción de los filtros, un cambio del punto de dosificación más cercano a la membrana de OI mostró un biopotencial de ensuciamiento del agua más alto, pero una obstrucción más baja del filtro cartucho (Saeed, 2002).

Entre mayor sea la cantidad remanente de cloro en el agua, más nutrientes son producidos por la transformación de moléculas grandes en moléculas más pequeñas, lo cual favorece el crecimiento del biofouling, la variación del cloro residual en un intervalo de 0-1 mg/L en la corriente de entrada a la membrana de OI no demostró ningún cambio significativo en el potencial de ensuciamiento biológico. Un contenido residual de cloro > 0.5 mg/L en la etapa de la filtración con cartucho es requerido para prevenir la acumulación del biofilm (Saeed, 2002).

Anexo C. Metodología de medición de parámetros evaluados

Determinación de turbiedad

Esta técnica se realizó con un turbidímetro Merck^R modelo turbiquant 1000 IR. Para realizar esta prueba, primero se prende el turbidímetro y se calibra con las soluciones estándar. Se toma una muestra a temperatura ambiente de aproximadamente 10 mL y se vierte en la celda del equipo, evitando tocar la celda con las manos y limpiando cualquier escurrimiento. Se coloca la celda en el equipo, se realiza la medición y se toma la lectura en unidades de turbiedad nefelométricas (UTN).

Medición de color (Pt-Co)

Se realizó esta prueba mediante un espectrofotómetro HACH^R modelo DR/5000, el cual es encendido y se selecciona el programa precargado para la determinación de color en escala Pt-Co por un método estandarizado de la APHA. La longitud de onda para la prueba fue de 455 nm (nanómetros). Posteriormente se lleva a cero la medición introduciendo agua destilada utilizada como el blanco de la medición en una celda marca HACH^R de 25 mL. Para realizar la lectura de la muestra problema se vierte el agua previamente acondicionada a temperatura ambiente en la celda, se coloca en el aparato, se tapa y se toma la lectura. El resultado aparece inmediatamente en unidades de color en la escala Pt-Co.

Determinación de sólidos suspendidos totales

Primero se colocan los filtro de micro fibra de vidrio Whatman^R GF/A de 55 mm de diámetro con un tamaño de poro de 1.6 µm, en un plato de aluminio y se meten en una mufla precalentada durante 15 min a 550 °C, con la finalidad de eliminar los sólidos volátiles presentes. Posteriormente, se introducen a una estufa precalentada a 115 °C durante 30 minutos para que los filtros alcancen un peso constante. Después se colocan en un desecador el cual los protege de la humedad del ambiente, esto mientras alcanzan la temperatura ambiente. Luego los filtros se pesan en una balanza analítica, con las debidas precauciones para no contaminarlo y se registra el peso de cada uno. Se monta un sistema de filtración, que consta de un embudo plano acoplado a un matraz Kitazato conectado al vacío. Se filtra un volumen medido de agua problema, el filtro deberá estar humedecido con agua destilada en el embudo antes de que la muestra sea filtrada. Después de la filtración, el papel se retira del embudo y se lleva a la estufa a 115 °C de temperatura durante 1 hora. Después se pone en el desecador, se deja que alcance la temperatura ambiente y se lleva a pesar en la balanza analítica registrando su peso. La concentración de sólidos totales se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$SST = \frac{\text{Peso filtro con muestra} - \text{Peso filtro sin muestra}}{\text{Volumen filtrado}} \left[\frac{g}{mL} \right] \dots \text{Ecuación AC.1}$$

Medición de cloro libre residual

La medición del cloro libre residual se realizó mediante el método DPD 10069 de HACH mediante el espectrofotómetro HACH^R modelo DR/5000 y el reactivo para cloro libre DPD HACH^R cat. 14070-99. El método realizado fue el siguiente:

- Se enciende el espectrofotómetro y se selecciona el programa pre-almacenado en este caso para la medición de cloro libre, en un rango de 0.1-10.0 mg/L. La longitud de onda de 530 nm se selecciona automáticamente.
- Se llena la celda con la muestra de agua problema hasta la marca de 5 mL y se tapa.
- La celda se limpia y se inserta dentro del aparato de medición. Se presiona la tecla "cero" y en la pantalla aparece 0.0 mg/L Cl₂.

- Se remueve la celda del aparato, se quita la tapa y se vacía el contenido de un sobre de reactivo DPD para cloro libre. Se tapa la celda y se agita por 20 segundos para disolver el contenido. Un color rosa aparece cuando hay presencia de cloro.
- Inmediatamente después se pone la celda dentro del aparato de medición, se cierra el compartimiento, se oprime la tecla de “medición” y se lee la concentración en la pantalla en mg/L de cloro (en la forma de Cl₂).

Medición de pH y conductividad

La medición de estos dos parámetros se realiza mediante el aparato de medición Orion^R 4Star Plus Portable, que cuenta con electrodo de vidrio para medición de pH y electrodo de medición de conductividad. Antes de encender el aparato se conecta el electrodo de pH/conductividad, el cual debe ser calibrado antes de realizar la medición. Se debe enjuagar con agua cuidadosamente y sumergirse en una muestra del agua problema durante aproximadamente 1 minuto. Cuando la lectura es estable se registra y se retira el electrodo, el cual se enjuaga y se seca cuidadosamente y se apaga el aparato de medición.

Anexo D. Preparación de las soluciones empleadas

Sulfato de aluminio

El sulfato de aluminio disponible se encontró en forma líquida en una solución con una concentración de 7.5% p/v, por lo que se realizaron los cálculos para preparar una solución con una concentración deseada de 1 g/L, esto con la finalidad de el volumen de dosificación para cada caso. Para preparar una solución de 1 g/L se tomó el siguiente volumen de la solución:

$$\frac{100 \text{ mL de solución}}{7.5 \text{ g de Al}_2\text{O}_3} \times 0.1 \text{ g Al}_2\text{O}_3 = 1.33 \text{ mL de solución}$$

...Ecuación AD.1

Este volumen de solución se aforo en un matraz con una capacidad de 100 mL con agua destilada, se agitó y se procedió a la dosificación. Cada mililitro de esta solución contendrá entonces 1 mg de Al_2O_3 , por lo que si se requiere dosificar una concentración de 1 mg/L bastará con agregar 1 mL de la solución anterior por cada litro de agua a tratar.

Cloruro de hierro

El cloruro de hierro con el que se dosificó en las pruebas de jarras se encontraba inicialmente en una solución con una concentración de 39% p/v y se realizaron los cálculos para preparar una solución con una concentración de 1 g/L para facilitar la dosificación.

Para preparar la solución con una concentración de 1g/L de FeCl_3 se calculó el volumen que se tomó de la solución inicial:

$$\frac{100 \text{ mL de solución}}{39 \text{ g FeCl}_3} \times 0.1 \text{ g FeCl}_3 = 0.256 \text{ mL de solución}$$

...Ecuación AD.2

Este volumen se tomó de la solución inicial y se aforo en un matraz de 100 mL con agua destilada, se agitó y se procedió a la dosificación.

Cada mililitro de esta solución contendrá entonces 1 mg de FeCl_3 , por lo que si se requiere dosificar una concentración de 1 mg/L bastará con agregar 1 mL de la solución anterior por litro de agua de mar.

Policloruro de aluminio, PAX-29

El PAX-29 se encuentra en una solución con una concentración del 23% p/v y se realizó el cálculo para preparar una solución cuya concentración fue de 1 g/L:

$$\frac{100 \text{ mL de solución}}{23 \text{ g PAX} - 29} \times 0.1 \text{ g PAX} - 29 = 0.435 \text{ mL de solución}$$

...Ecuación AD.3

Este volumen se aforo en un matraz de 100 mL con agua destilada, se agitó y se procedió a la dosificación.

Cada mililitro de esta solución contendrá entonces 1 mg de PAX-29, por lo que si se requiere dosificar una concentración de 1 mg/L bastará con agregar 1 mL de la solución anterior a un litro de agua problema.

Ácido Sulfúrico

Para la preparación de la solución de ácido sulfúrico 0.1 N, se agregó la cantidad necesaria de H_2SO_4 , el cual se encuentra con una pureza del 97.7 % y una densidad de 1.84 g/mL, para preparar 250 mL, según la siguiente ecuación AD.4:

$$0.25 \text{ L} \times \frac{0.1 \text{ eq}}{1 \text{ L}} \times \frac{1 \text{ mol}}{2 \text{ eq}} \times \frac{98 \text{ g}}{1 \text{ mol}} \times \frac{1 \text{ mL}}{1.84 \text{ g}} \times \frac{100 \text{ mL solución}}{97.7 \text{ mL ácido}} = 0.68 \text{ mL} \dots \text{Ecuación AD.4}$$

Por lo que se tomaron 0.68 mL del ácido y se aforó en un matraz de 250 mL con agua destilada, se agitó y se dosificó.

Anexo E. Cálculos empleados en la determinación del SDI

La norma D 4189 de la ASTM para la medición del SDI nos advierte de no exceder del 75% en el valor de %P₃₀ que se describe a continuación, para que el método de medición sea representativo:

$$\%P_{30} = \left(1 - \frac{t_{\text{inicial}}}{t_{\text{final}}} \right) * 100 \dots \text{Ecuación AE.1}$$

Para el caso del SDI₁₅, con base en los valores de tiempo obtenidos en las pruebas realizadas en laboratorio:

$$\%P_{30} = \left(1 - \frac{8.51 \text{ seg}}{26.75 \text{ seg}} \right) * 100 = 68.19 \% \dots \text{Ecuación AE.2}$$

Este valor no excede el 75%, por lo que este método es adecuado para la medición del SDI.

Continuando con el cálculo, como lo muestra, ahora solo nos falta dividir el valor de %P₃₀ entre el tiempo total de la prueba como se demuestra abajo en la ecuación:

$$SDI_{15} = \frac{\%P_{30}}{t_T} = \frac{\left[1 - \frac{t_{\text{inicial}}}{t_{\text{final}}} \right] 100}{t_{\text{Total}}} = \frac{\left[1 - \frac{8.51 \text{ seg}}{26.75 \text{ seg}} \right] * 100}{15 \text{ min}} = \frac{68.19 \%}{15 \text{ min}} = 4.55 \%/\text{min} \dots \text{Ecuación AE.2}$$

El procedimiento de cálculo anterior fue el utilizado para todas las mediciones de SDI.

Anexo F. Calidad bacteriológica en diferentes playas del océano pacifico

CALIDAD BACTERIOLÓGICA DEL AGUA DE MAR								
Destino Turístico: Acapulco Guerrero, Parámetro: Enterococos Fecales (NMP/100 mL)								
Playa	2008		2009					
	Diciembre		Enero		Febrero		Marzo	
	8	15	12	30	11	26	12	31
Caleta	<1	75	10	41	31	41	63	<1
Caletilla	10	120	10	41	74	3730	97	<1
Playa Suave	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	10	121	10
Playa Hornos	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	20	624	10
Playa Carabalí	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	20	31	10

Destino Turístico: Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero, Parámetro: Enterococos Fecales (NMP/100 mL)								
Playa	2008		2009					
	Diciembre		Enero		Febrero		Marzo	
	8	15	12	30	11	26	12	31
Playa Principal	20	20	<1	<1	10	10	<1	60
El Almacén	20	<1	<1	<1	10	<1	<1	20

Destino Turístico: Tapachula y Tonalá, Chiapas, Parámetro: Enterococos Fecales (NMP/100 mL)								
Playa	2008		2009					
	Diciembre		Enero		Febrero		Marzo	
	8	15	12	30	11	26	12	31
Playa Linda	10	<1	10	60	<1	<1	n.d.	<1
Escolleras	10	<1	10	<1	<1	1	n.d.	10
Puerto Arista	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	n.d.	<1
Boca del Cielo	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	n.d.	<1

Destino Turístico: Bahía de Banderas, Jalisco, Parámetro: Enterococos Fecales (NMP/100 mL)								
Playa	2008		2009					
	Diciembre		Enero		Febrero		Marzo	
	8	15	12	30	11	26	12	31
Yelapa	<1	10	51	n.d.	n.d.	<1	10	10
Quimixto	<1	<1	10	n.d.	n.d.	142	85	84
Boca de Tomatlán	130	31	61	n.d.	n.d.	<1	75	85
Mismaloya	90	36	256	n.d.	n.d.	749	20	20
Los Muertos	10	<1	10	n.d.	n.d.	<1	<1	20
Playa del Cuale	210	171	<1	n.d.	n.d.	<1	<1	<1
Las Ánimas	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	<1	<1

Destino Turístico: Compostela y Bahía de Banderas, Nayarit Parámetro: Enterococos Fecales (NMP/100 mL)								
Playa	2008		2009					
	Diciembre		Enero		Febrero		Marzo	
	8	15	12	30	11	26	12	31
Rincón de Guayabitos I	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	10	<1
Rincón de Guayabitos II	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	63	325	30
Sayulita	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	63	10
La Cruz de Huacanaxtle	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	<1	10	10
Bucerías	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	10	109	10

Enterococos Fecales (NMP/100 mL)		
	Nivel sustentable	<100
	Nivel aceptable	101-300
	Nivel inadecuado	301-500
	Riesgo Sanitario	<500

Anexo G. Análisis bibliográficos de los pretratamientos

Se realizó la revisión de las dosis aplicadas de los reactivos químicos involucrados en las diferentes etapas de los trenes de pretratamiento con y sin coagulación, con la finalidad de proponer los intervalos de dosis de trabajo y así realizar en laboratorio las pruebas de jarras con agua de mar, para evaluar las condiciones óptimas de dosificación.

La tabla AG.1 muestra la dosis de químicos reportados para cada etapa en el pre-tratamiento convencional. Con base en esta tabla se propusieron los intervalos de trabajo para la dosificación de químicos.

Como se puede observar, existen diferentes valores en las dosis aplicadas, principalmente por la calidad del agua de mar, la cual es diferente en cada sitio.

Tabla G1.1 Valores de dosis de reactivos químicos reportados para el tren del pretratamiento convencional con coagulación.

Referencia	Precloración (NaOCl, ppm)	Ajuste de pH (H ₂ SO ₄ , ppm)	Coagulación (FeCl ₃ , ppm)	Coadyuvante (ppm)	Decloración (NaHSO ₃ , ppm)	Anti-incrustante (ppm)
Aboabboud, M., <i>et al.</i> , (2007)	3	60.4	5	n.r.	n.r.	3.86 Polifosfato
Bonnelye, V., <i>et al.</i> , (2004)	n.r.	n.r.	2-5	n.r.	n.r.	NR
Brehant, A., <i>et al.</i> , (2002)	5	n.r.	n.r.	n.r.	3	3
Ebrahim, S., <i>et al.</i> , (2001)	n.r.	82.24	3.04 FeClSO ₄	0.62 polielectrolito	2.5	n.r.
Fritzmann, C., <i>et al.</i> , (2007)	3	25	3	0.85 Coagulante catiónico	6	1.05
Khawaji, A., D. <i>et al.</i> , (2007)	1.4	170	5.2	1.4 Polielectrolito orgánico	15.2	2.6
Leparc, J., <i>et al.</i> , (2007)	0.3	n.r.	2 Polímero catiónico	NR	1.8	1.8 Genesys LF
Vial, D., <i>et al.</i> , (2002)	n.r.	n.r.	2	n.r.	n.r.	n.r.
Wilf, M., <i>et al.</i> , (1998)	3	n.r.	5	0.2 polímero	3	n.r.

El intervalo de dosis que se propuso se eligió tomando en cuenta los valores que más se reportan, así como los valores promedio para cada etapa del pretratamiento, de manera que se incluyeran la mayoría de los valores reportados, esto se muestra en la tabla AG.2.

Tabla AG.2 Intervalos de trabajos propuestos para dosis de reactivos químicos en el pretratamiento convencional con y sin coagulación.

	Pre-cloración (NaOCl, ppm)	Ajuste pH (H ₂ SO ₄ , ppm)	Coagulación (FeCl ₃ , ppm)	Coadyuvante (ppm)	Decloración (NaHSO ₃ , ppm)	Anti-incrustante (ppm)
Valor alto reportado	5	170	5.2	1.4	15.2	3.86
Valor bajo reportado	0.3	25	2	0.2	1.8	1.05
Valor medio reportado	2.65	97.5	3.6	0.8	8.5	2.45
Valor de dosis más utilizado	3	Diferentes	3	Diferentes	3	Diferentes
Intervalos de trabajo propuestos	3-5	25-80	3-5	0.2-1.5	1-3	1-3