

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

FACULTAD DE QUÍMICA

**“EVALUACIÓN DE PRETRATAMIENTOS PARA LA
DESALINIZACIÓN DE AGUA DE MAR”**

TESIS

PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO QUÍMICO AMBIENTAL

PRESENTA

MABEL FORTANELL TREJO

DIRIGIDA POR

Dr. VICTOR PÉREZ MORENO

SANTIAGO DE QUERÉTARO, QUERÉTARO, 2011



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE QUERÉTARO

FACULTAD DE QUÍMICA

**“EVALUACIÓN DE PRETRATAMIENTOS PARA LA
DESALINIZACIÓN DE AGUA DE MAR”**

TESIS

PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO QUÍMICO AMBIENTAL

PRESENTA

MABEL FORTANELL TREJO

DIRIGIDA POR

Dr. VICTOR PÉREZ MORENO

SINODALES

Dr. VICTOR PÉREZ MORENO
DIRECTOR

M. en C. MARÍA EUGENIA ORTEGA MORÍN
SINODAL

M. en C. MIGUEL ÁNGEL RICO RODRÍGUEZ
SINODAL

Dr. WILVERTH RODULFO VILLATORO MONZON

DEDICATORIAS

Esta tesis es dedicada a mis padres: Olga y Gerardo por su amor, por su apoyo incondicional y por su ejemplo de superación.

A mis hermanos: Diego y Betsabee.

A mi ángel que desde el cielo siempre está conmigo: Gerardo.

A mi esposo Jhonam.

A Sonia, Félix, Yara y Mayra que siempre me apoyaron para seguir adelante.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Víctor, por aceptarme en su equipo de trabajo, por su enseñanza, paciencia, confianza, a su apoyo incondicional y por su aporte a mi formación profesional.

A Carlos, por su amistad, por su orientación y por su valiosa aportación en el desarrollo de mi tesis.

A la Maestra María Eugenia Ortega, por su valiosa participación en la revisión de mi tesis.

Al Maestro Miguel Ángel Rico, por su amistad, enseñanza y apoyo para la conclusión de este trabajo.

Al Dr. Wilverth Rodolfo Villatoro por sus acertados comentarios en la revisión de la tesis.

A mis profesores del programa de Ingeniería Química Ambiental, a la Facultad de Química.

A CONACyT y CONAGUA (proyecto CONACyT-CONAGUA 2008-85136).

A la SEP (Proyecto PROMEP PTC-111-2008).

INDICE GENERAL

Contenido	Página
DEDICATORIAS	I
AGRADECIMIENTOS	II
ÍNDICE GENERAL	III
ÍNDICE DE CUADROS	V
ÍNDICE DE FIGURAS	VII
RESUMEN	
I. INTRODUCCIÓN	1
II. ANTECEDENTES	3
II.1 El agua.	3
II.2 Problemática de escasez y contaminación del agua.	6
II.3 El agua de mar y parámetros característicos.	8
II.4 Procesos de desalinización.	12
II.5 Situación mundial y en México de la desalinización.	16
II.6 Procesos de separación con membranas y pretratamiento para la desalinización de agua de mar.	23
II.7 Problemas por la calidad del agua para usarse en procesos de desalinización por membranas.	27
II.8 Sistemas de pretratamiento en agua de mar.	34
II.8.1 El pretratamiento con membrana.	37
II.8.2 El pretratamiento mixto.	38
III. HIPÓTESIS	39
IV. OBJETIVO	40
IV.1 General	40
IV.2 Específicos	41
V. METODOLOGÍA	41
V.1 Materiales	44
V.2 Método	
V.2.1 Elección del sitio para realizar este estudio.	44

V.2.2 Muestreo de agua de mar.	46
V.2.3 Caracterización de agua de mar.	48
V.2.4 Determinación de SDI.	50
V.2.5 Determinación de turbidez.	51
V.2.6 Implementación de un sistema de pretratamientos.	52
V.2.6.1 Pretratamiento físico.	53
V.2.6.1.1 Procedimiento.	53
V.2.6.2 Aplicación de pretratamiento químico.	54
V.2.6.2.1 Procedimiento.	54
V.2.7 Sólidos Suspendidos.	56
V.2.8 Determinación de demanda química de oxígeno.	57
VI. RESULTADOS	
VI.1 Caracterización de agua de mar de la bahía el Potosí.	59
VI.2 Determinación de SDI.	64
VI.3 Pretratamiento físico.	66
VI.4 Prueba de coagulación – floculación.	68
VI.4.1 Prueba de coagulación con sulfato de aluminio.	68
VI.4.2 Prueba con Cloruro férrico.	70
VI.5 Tren de pretratamiento.	72
VII. DISCUSIÓN	77
VII.1 Caracterización de agua de mar de la bahía el Potosí.	77
VII.2 Determinación de SDI.	78
VII.3 Pretratamiento físico.	79
VII.4 Prueba de coagulación – floculación.	80
VII.4.1 Prueba de coagulación con sulfato de aluminio.	80
VII.4.2 Prueba con Cloruro férrico.	80
VII.5 Tren de pretratamiento.	81
VIII. CONCLUSIONES.	82
IX. BIBLIOGRAFIA.	83

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro		Página
1	Diferentes olores de acuerdo al tipo de agua.	5
2	Principales constituyentes del agua de mar.	9
3	Principales procesos de desalación y su capacidad.	16
4	Plantas desaladoras por instalarse en en México.	19
5	Distribución de las desaladoras en México.	21
6	Valores máximos (teóricos) y aceptables del SDI a distintos valores de tiempo.	32
7	Normatividad y técnica empleada para los distintos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.	49
8	Valores de parámetros de campo de agua de mar de la Bahía el Potosí a lo largo de un año, promedio y error estándar de 10 mediciones por temporada.	60
9	Análisis fisicoquímico y microbiológicos de agua de mar de la Bahía El Potosí a lo largo de un año, análisis de una muestra compuesta para cada temporada.	61
10	Valores de parámetros de campo en zona muestreada (80 km de extensión) en otoño 2009 promedio para 10 muestras por área de estudio.	62
11	Comparación de análisis fisicoquímico y microbiológico de agua de mar en la zona muestreada (extensión 80 km) para otoño 2009, valores de una muestra compuesta para cada zona de estudio.	63
12	Comparación de los valores de metales pesados de agua de mar en la zona muestreada (extensión 80 km) para otoño 2009.	64
13	Comparación temporal y espacial de los valores promedios deSDI ₁₅	64
14	Monitoreo anual de SS, turbidez, salinidad, DQO y SST en la Bahía el Potosí.	65

15	Prueba de coagulación –floculación con sulfatos de aluminio aplicada al agua de mar de la bahía El Potosí.	70
16	Prueba de coagulación – floculación utilizando cloruro férrico.	72

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Página
1	Estructura de la molécula del agua.	3
2	Esquema del fenómeno de osmosis inversa.	14
3	Diferentes tipos de filtración por membranas, por rango de diámetros de poro y presión aplicada.	25
4	Macro localización del proyecto en el estado de Guerrero, México.	44
5	Bahía El Potosí.	45
6	Localización de la zona de estudio y distribución espacial del muestreo de agua de mar (Playa Blanca, Bahía el Potosí).	47
7	Localización de la zona de estudio y distribución espacial del muestreo de agua de mar (Troncones-Playa Blanca-El Calvario).	47
8	Equipo para determinación SDI.	50
9	Esquema del equipo utilizado para determinación de SDI.	51
10	Equipo para determinación de turbidez.	52
11	Descripción del montaje experimental propuesto para el sistema de pretratamiento aplicado al agua de mar.	53
12	Esquema del reactor a membrana.	54
13	Agitador de propelas JTR 1011.	54
14	Playa Blanca, Guerrero.	59
15	Variación de SDI en el mes de septiembre 2010	65
16	Variación del flujo del agua de mar con respecto al tiempo en el reactor a membrana.	66
17	Disminución de la turbidez en el reactor a membrana con respecto al tiempo.	67
18	Disminución de sólidos disueltos totales en el agua de mar.	67
19	Disminución de la salinidad del agua de mar durante el funcionamiento del reactor a membrana.	68

20	Tercer ensayo con sulfato de aluminio para el agua de mar.	69
21	Dosis efectiva en la aplicación de cloruro férrico	71
22	Resultados de volumen y flujo del reactor a membrana suministrado con agua de mar de la bahía El Potosí con cloruro férrico.	73
23	Disminución de sólidos disueltos totales durante el tren de pretratamiento.	74
24	Disminución de la salinidad.	74
25	Disminución de la demanda química de oxígeno en el reactor a membrana.	75
26	Disminución de sólidos suspendidos.	75
27	Disminución de turbidez en el reactor a membrana.	76

RESUMEN

Actualmente existe una escasez de agua dulce para las diversas actividades humanas, debido a su creciente demanda y menor disponibilidad causada por distribución desigual, sobreexplotación, contaminación y cambio climático. Es por ello que han surgido alternativas, para poder garantizar el abasto de agua. La desalinización es una de estas alternativas y consiste en reducir el contenido de sales o sólidos disueltos del agua salada o salobre hasta obtener un valor que permita su utilización para fines agrícolas, industriales o incluso como agua potable. La función del pre tratamiento del agua de mar es la de garantizar, tanto desde el punto de vista de sus propiedades químicas como físicas, las condiciones óptimas del agua de alimentación en una desaladora. El objetivo de esta tesis es evaluar la implementación de una nueva técnica como alternativa de pre tratamiento en la reducción de sólidos suspendidos en agua de mar. La zona de muestreo del agua de mar para este estudio se encuentra en la bahía el Potosí, Guerrero, por ser una zona con poca influencia antropogénica y tener potencial turístico. La metodología empleada consistió en el muestreo, caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua de mar, incluyendo el Índice de Densidad de Lodos (SDI), realización de diferentes experimentos de floculación – coagulación y ultrafiltración. Además se determinó a las muestras tratadas los parámetros: sólidos suspendidos (SS), demanda química de oxígeno (DQO), SDI y turbidez.

I. INTRODUCCIÓN

Actualmente, uno de los principales problemas ambientales en el planeta es la baja disponibilidad, en cantidad y calidad, de agua. Y es que del total de el agua disponible en el planeta, sólo alrededor de un 2.5% es agua dulce, las reservas de agua salada son entonces un 97.5%. Lo que hace que el suministro de agua potable sea un problema serio a nivel mundial, así que en los países donde hay escasez, sin duda la solución más adecuada es la desalinización de agua salobre o agua marina.

La desalinización es el proceso de quitar las sales del agua salina o salobre para producir agua dulce, esto se puede expresar como bajar las sales disueltas de 38,000 mg/L (agua de mar) a menos de 500 mg/L (agua potable) ONU.

Las tecnologías para la desalinización pueden clasificarse en dos tipos: térmicas y por membranas. La desalinización por energía térmica involucra evaporación y condensación. Y en la separación por membranas, el agua salina o salobre pasa a través de una membrana que retiene las sales junto con parte del agua, dejando pasar la otra parte del agua prácticamente libre o con menor concentración de sales. Los procesos por energía tienen un efecto negativo al ambiente, ya que la energía es normalmente suministrada por la quema de combustibles fósiles además económicamente tiene precios muy fluctuantes en el mercado. En cambio las tecnologías por membranas no son tan dependientes de las variaciones de los precios del petróleo y, aunque en un inicio eran tecnologías caras, han bajado su costo debido al desarrollo de nuevas membranas. Durante el proceso de desalinización, ocurren algunos problemas debido al taponamiento de las membranas tanto por sólidos suspendidos, partículas coloidales, crecimiento microbiano y polarización, lo que reduce su vida útil, sin embargo esta puede aumentar por medio de pretratamientos aplicados al agua de mar. Un indicador para el correcto desempeño de los filtros es el índice de densidad de lodos SDI, que está relacionado con el taponamiento.

El agua de mar tiene un SDI entre 13 y 27, estos valores se pueden reducir empleando diferentes métodos de pretratamiento, como son tratamiento fisicoquímico convencional con filtros de arena (TFQ), microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y combinación de algunos de estos métodos. Empleando un TFQ se podrá reducir el SDI a 2.5-4. Con la UF el SDI a 1, pero con baja eficiencia. Utilizando la MF en conjunto con la UF se logra el mismo SDI, se mejora la operación pero no definitivamente. Al adicionar FeCl_3 como coagulante se consigue una operación casi continua. Con la MF junto con la NF se obtiene un incremento en la operación de las membranas con recuperación de 50% de agua (contra 35% normal, incluso usando la UF). En todos los casos de pretratamiento de debe clorar el agua previamente al tratamiento, después se elimina el cloro (que daña la membrana) y se regula el pH con ácido sulfúrico.

Con base en esto se puede considerar que el mejor pretratamiento es el combinado de la MF y la NF (o la UF) con el empleo de compuestos químicos pues optimiza las operaciones posteriores, con menores costos de operación y ambientales, aunque con mayores costos de instalación.

En este trabajo se evaluó la implementación de una nueva técnica como alternativa de pre tratamiento en la reducción de sólidos suspendidos en agua de mar. La zona de muestreo elegida para el agua de mar para este estudio fue la bahía el Potosí, Guerrero, por ser una zona con poca influencia antropogénica y tener potencial turístico. La metodología empleada consistió en el muestreo, caracterización fisicoquímica y microbiológica del agua de mar, incluyendo SDI, realización de diferentes experimentos de floculación – coagulación y ultrafiltración. Además se determino a las muestras tratadas los parámetros: Sólidos Suspendidos (SS), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Índice de Densidad de Lodos (SDI) y turbidez.

II. ANTECEDENTES

II.1 El agua

El agua, es la sustancia abiótica más importante de la tierra y uno de los principales constituyentes del medio en que vivimos y de la materia viva. La importancia del agua desde el punto de vista químico reside en que la casi totalidad de los procesos que ocurren en la naturaleza, tienen lugar entre sustancias disueltas en agua.

Es la única sustancia que se encuentra en forma natural en el planeta Tierra, en los tres estados físicos, juega un papel vital en el desarrollo de los seres vivos. Su calidad, ejerce una gran influencia en el desarrollo de muchas actividades, está vinculada a la satisfacción de las necesidades básicas de los seres vivos y, entre ellos, del hombre, condiciona la calidad de su alimentación y su salud (Guerrero, 1991).

- Estructura del agua:

La molécula del agua posee la estructura: $H - O - H$ (Figura 1), formándose dos enlaces covalentes σ (cada uno con un aporte iónico del 40%) y con una entalpía de disociación de 110.2 kcal/mol por cada uno de los enlaces, lo cual confiere a la molécula del agua una gran estabilidad, especialmente en la naturaleza.

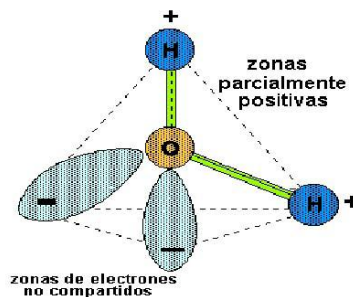


Figura 1. Estructura de la molécula del agua

El agua es el líquido más común sobre la Tierra. Cubre el 72 % de la superficie terrestre tanto en estado líquido, como en forma sólida y en estado gaseoso.

Las características del agua se pueden dividir en físicas, biológicas y químicas.

- Propiedades físicas:

La propiedad física más importante del agua es su comportamiento con el calor, requiere 4.184 Joule de energía para elevar la temperatura de 1 gramo de agua líquida en 1°C.

La viscosidad es la oposición que ofrece un líquido a moverse libremente, es la resistencia a que se muevan los objetos en el agua, y disminuye al aumentar la temperatura.

La tensión superficial es muy alta y en forma líquida, como la de las gotas de lluvia, actúa como si estuviera cubierta por una membrana delgada.

La densidad se define como la masa por unidad de volumen. El agua, que se congela a 0°C, tiene su máxima densidad como líquido a 4°C.

Otras propiedades físicas que se determinan normalmente son su color, sabor y olor, residuos sólidos, materia suspendida, temperatura, conductividad eléctrica y turbidez.

El color se debe a la presencia de materia orgánica, metales, iones, plancton, o desechos industriales, según la normatividad mexicana se puede clasificar en:

Color aparente: éste se debe a sustancias en forma disuelta y a sólidos suspendidos, se mide en la muestra agitada y sin filtrar.

Color verdadero: es el color debido a sustancias en forma disuelta, se mide en muestra filtrada o centrifugada.

El sabor y olor desagradable se deben a una variedad de razones tales como: contaminación por aguas residuales, excesiva concentración de algunas especies químicas como el hierro, aluminio o manganeso; vegetación en estado de putrefacción, condiciones de estancamiento debido a la falta de oxígeno en el agua, o a la presencia de ciertas algas (Cuadro 1).

Cuadro 1. Diferentes olores de acuerdo al tipo de agua.

Olor	Tipo de Agua
Inodoro	Típico de aguas dulces y frescas.
Olor metálico	Típico de aguas subterráneas.
Olor a Sulfuro	Típico de agua residual y materia orgánica en sistemas anaeróbicos.
Olor vegetal	Típico de aguas poco profundas, de humedales y estuario.
Olor pítrico	Típico de lixiviados de residuos sólidos y de aguas procedentes de procesos de tratamientos de agua residual.
Olor pesado	Típico de aguas oceánicas.

La temperatura: las temperaturas elevadas en el agua son indicadores de actividad biológica, química y física en el agua, lo anterior tiene en la influencia en los tratamientos y abastecimientos para el agua, así como evaluación limnológica de un cuerpo de agua, por lo que es necesario medir la temperatura como un indicador de la presencia de compuestos y contaminantes en el agua.

La conductividad eléctrica es una medida del grado en que el agua conduce la corriente alterna y refleja, por consiguiente, la concentración total de material iónico disuelto.

Los residuos sólidos surgen de las sustancias químicas suspendidas o disueltas en el agua y se clasifican físicamente como totales, filtrables, no filtrables o volátiles. Materia suspendida es mineral fino o materia vegetal que no es capaz de sedimentar.

La turbidez es una medida de la claridad o transparencia del agua, se puede deber a muchos factores, como finas partículas de minerales en suspensión, alta concentración de bacterias o incluso finas burbujas debido a la excesiva aireación.

- Propiedades biológicas:

Patógenos: Pueden ser virus, bacterias, u otro tipo de organismos patógenos que pueden afectar negativamente a la salud del consumidor. Pueden proceder de las

aguas residuales tanto de humanos como de animales que contaminan los recursos del agua. Los patógenos permiten la formación de muchos depósitos minerales y sedimentos (Correa, 2007).

- Propiedades químicas:

Características de la Molécula:

- Simetría de la molécula.
- Naturaleza Polar.
- Capacidad de formar enlaces o puentes de hidrogeno.

Disolvente: El agua es un disolvente excelente para varias sustancias incluyendo las sales, ácidos, bases y sustancias que tienen átomos de HO y N capaces de formar enlaces de hidrogeno, es el disolvente en los fluidos biológicos como la sangre y la orina; actúa desgastando los minerales, transporta los nutrientes a las raíces de las plantas en el suelo y tiene muchos usos industriales.

Dureza: La excesiva y extremadamente baja dureza es igualmente indeseable. El exceso de dureza se presenta con frecuencia en las aguas subterráneas, mientras que las aguas blandas son más frecuentes en cuencas de captación de tierras altas.

II.2 Problemática de escasez y de contaminación del agua.

Actualmente se presenta a nivel mundial la problemática grave de escasez de agua, las causas actuales por las que se presentan son:

- Clima seco: Interviene en la escasez, debido a que hay lugares que por su geografía y por lo tanto a su clima, vegetación, etc. presentan esta problemática.
- Sequía: Se presenta cuando por un periodo de 21 días o más en el cual la precipitación es al menos 70% más baja y la evaporación es más alta que lo normal.

- Deshidratación: Es la pérdida del agua del suelo expuesto, debido a actividades como la deforestación y sobre pastoreo.
- Tensión: Baja disponibilidad per cápita de agua, causada por el incremento en el número de personas dependientes de los niveles limitados de agua.

Se dice que un país se encuentra en stress de agua cuando el volumen de su agua superficial real por persona desciende por debajo de 1700 metros cúbicos por año. Un país sufre de escasez de agua cuando la disponibilidad de agua per cápita cae por debajo de 1000 metros cúbicos por año. Sin embargo se puede incrementar el abastecimiento de agua dulce por medio de la construcción de presas y reservorios para almacenar el agua de las corrientes y liberarla cuando se necesite, traer al agua superficial de otra área, convertir el agua salada en agua dulce (desalinización), reducir la cantidad de agua de desecho, etc.

El déficit local y regional de agua es debido, sobre todo, al aumento de las necesidades surgidas del desarrollo económico y de la explosión demográfica. Su escasez, sobre todo en las zonas áridas y semiáridas, la sitúan como prioridad vital para el desarrollo de las poblaciones: "si no hay agua, no hay vida".

Un contaminante es cualquier sustancia introducida en el medio acuático, como resultado de cualquier actividad, que pueda causar directa o indirectamente efectos adversos sobre el hombre o su entorno.

Esta contaminación ha adquirido importancia debido al aumento de la población y al incremento de los agentes contaminantes que el propio hombre ha creado. Las fuentes de contaminación son resultados directos de las actividades domésticas, industriales o agrícolas. Ríos y canales son contaminados por los desechos del alcantarillado, desechos industriales, detergentes, abonos y pesticidas que escurren de las tierras agrícolas. El efecto en los ríos se traduce en la desaparición de la vegetación natural, disminuyen la cantidad de oxígeno produciendo la muerte de los peces y demás animales acuáticos.

Adicionalmente, la contaminación está reduciendo notablemente la disponibilidad de agua utilizable. En la actualidad, una cuarta parte de la población mundial, es decir, mil quinientos millones de personas, que principalmente habitan en los países en desarrollo sufren escasez severa de agua limpia, lo que ocasiona que en el mundo haya más de diez millones de muertes al año producto de enfermedades hídricas.

La gestión de los recursos hídricos en México se complicará en los próximos años como resultado del crecimiento demográfico y del desarrollo económico, que típicamente incrementa el consumo per cápita. Al incrementarse la demanda de agua no sólo por el crecimiento de la población sino también en gran medida de la agricultura por el crecimiento en la infraestructura de riego, se configura un escenario de creciente escasez en algunas zonas del país. La disponibilidad del agua por habitante en México ha venido disminuyendo, en especial en los últimos 40 años y se prevé que siga disminuyendo. La disponibilidad media per cápita pasará de 13,319 m³/hab/año en 1960 a 3,793 en el año 2030, lo que generará una mayor escasez en las zonas áridas y semiáridas (Nava e Hiriart, 2008).

II.3 El agua de mar y parámetros característicos.

El mar es el hábitat de una increíble cantidad de vida animal y vegetal. En realidad se trata de una disolución de iones y otras sustancias. El agua de mar contiene cerca del 3.5 % en peso de iones disueltos, del Cuadro 2 se deduce que los más abundantes son los iones Cl⁻ y Na⁺, pero puede contener casi todos los elementos químicos naturales, aunque la mayoría sólo como trazas, lo que explica que el agua de mar tenga sabor salobre. La composición en porcentaje del agua de mar es: Cl⁻ (55%), Na⁺ (30%), SO₄²⁻ (7%), Mg²⁺ (3.7%) y K⁺ (1.1%). Estos iones presentes hacen que la salinidad se pueda medir a través de la conductividad eléctrica (a mayor salinidad, mayor conductividad). Pero para conocer la salinidad exacta del agua de mar es conveniente conocer individualmente la concentración de las sustancias disueltas.

Hay que tomar en cuenta que la conductividad varía con la temperatura. Por su contenido de sólidos disueltos un agua se puede clasificar en dulce si tiene un contenido menor a 1,000 ppm de sólidos disueltos, salobre si está entre 1,000-10,000 ppm y agua salada o salina si tiene más de esa cantidad. Si tuviera más de 50,000 ppm se le considera una salmuera.

Cuadro 2. Principales constituyentes del agua de mar.

Especie química	Concentración en ppm
Na ⁺	10760
Mg ²⁺	1294
Ca ²⁺	413
K ⁺	387
Sr ⁺⁴	8
H ₃ BO ₃	4
N ₂	10
O ₂	7
CO ₂	600
Cl ⁻	19535
SO ₄ ⁻²	2712
HCO ₃ ⁻	142
Br ⁻	67
F ⁻	1

La salinidad del agua de mar se define como la masa en gramos de los sólidos obtenidos en un kg de agua de mar evaporada a una masa constante a 480°C, la salinidad del agua de mar es de 35 g /kg = 35000, dicha característica no ha crecido significativamente desde hace miles de millones de años (Cifuentes y col., 1997). La conductividad (σ) que se mide a 25°C, permite calcular la salinidad del agua. Los criterios de calidad para la conductividad son: $\sigma \leq 400 \mu \text{ S/cm}$ tenemos agua de excelente calidad: $\sigma 400 - 2000 \mu \text{ S/cm}$ se puede usar con fines agrícolas.

El promedio de las sales disueltas en el agua de mar es constante, así como su proporción (ley de constancia de composición), pero las concentraciones delimitadas geográficamente o temporalmente varían. Por eso es que al medir una sola variable como lo es la conductividad en el agua de mar, se tiene una idea de la concentración de las diferentes sales. La salinidad presenta variaciones cuando se comparan las cuencas, las latitudes, profundidades o estaciones del año. La evaporación produce una salinidad más elevada y así se tiene una mayor salinidad en las latitudes tropicales. La entrada de agua dulce disminuye la salinidad, como sucede en la proximidad de la desembocadura de ríos caudalosos y después de precipitaciones elevadas. Las aguas superficiales normalmente pueden tener niveles más altos de sal porque la evaporación hace que la concentración de sal aumente. De todos los mares abiertos, el mar Rojo es el que presenta mayor salinidad (40%), por estar rodeado de regiones áridas. El mar Báltico es el de salinidad menor (16% en las aguas superficiales en algunas zonas) por su pequeña profundidad, clima frío y muchas cuencas que vierten sus aguas en él.

Las diferencias de salinidad entre masas de agua se combinan con las de temperatura para producir diferencias de densidad, que a su vez son responsables de las corrientes marinas o circulación oceánica a gran escala, la llamada por ello circulación termohalina. La densidad de la típica agua del mar (agua salada con un 3,5% de sales disueltas) suele ser de 1,02819 kg/L a los -2 °C, 1,02811 a los 0 °C, 1,02778 a los 4 °C. La densidad cambia con la salinidad y con la temperatura (Delcroix y col., 2005).

El agua de mar es un ecosistema donde existen tanto organismos grandes como el plancton. Este es el conjunto de organismos, tanto vegetales (fitoplancton) como animales (zooplancton), adultos o larvarios, que se encuentran flotando y que presentan tamaño microscópico. Existen dos limitantes para el crecimiento de seres vivos en los mares, que son los nutrientes y la luz solar. Los elementos limitantes son fósforo, nitrógeno, carbono, oxígeno, hierro y silicio. La mayoría de los nutrientes se transfieren hacia los océanos más profundos a medida que se hunden los organismos muertos de la superficie. En las capas más profundas la materia

orgánica se remineraliza, es decir los nutrientes vuelven al medio en forma de solución o sedimento. Este proceso requiere oxígeno. De manera que no puede soportar ecosistemas altamente productivos. Las concentraciones de nutrientes generalmente se incrementan con la profundidad, mientras la concentración de oxígeno disminuye, excepto en la superficie donde se tiene una gran cantidad de materia orgánica (Cifuentes y col., 1997).

La materia orgánica tanto de plancton, detritos de organismos marinos, excretas y metabolitos es un elemento constitutivo del agua de mar y se encuentra, tanto como material particulado como disuelto. En el caso del material disuelto, normalmente se trata de moléculas de alto peso molecular, y más que soluciones verdaderas se trata de sustancias coloidales como son polisacáridos (aprox. 200 µg C/L), proteínas (100 µg C/L), urea (35 µg C /L) y otras sustancias como azúcares y vitaminas. Esto sin mencionar hidrocarburos en algunas regiones, que puede ser de origen natural o antropogénico (Yiantsios y col., 2005).

El silicio es otro elemento existente en el agua de mar, tanto en forma de materia suspendida y disuelta. El silicio es el constituyente principal del exoesqueleto de las diatomeas presentes en el fitoplancton y también de la sílice de las rocas y arena. Parte del silicio queda como partículas insolubles por diatomeas muertas y como partículas de erosión de minerales. Pero otra parte se disuelve formando silicatos solubles (o ácido ortosilísico). El pH del agua de mar es levemente básico, variando entre 7,5 y 8,4. El aumento de la concentración de CO₂ atmosférico puede producir una leve reducción del pH, que puede aumentar la concentración de silicatos y de iones calcio, magnesio, bario y estroncio, presentes como carbonatos y sulfatos en el sedimento marino y en conchas de moluscos. (Den y col., 2008).

Los océanos constituyen un inmenso almacén de muchas sustancias. Aunque la baja concentración de la mayoría de ellas hace inviable económicamente en la actualidad cualquier procedimiento de separación, hay dos sustancias importantes que se extraen comercialmente del agua de mar: el cloruro sódico y el magnesio.

El tratamiento del agua de mar debe producir un agua que no tenga sabor desagradable, no debe contener ningún organismo patógeno o producto químico nocivo para la salud, libre de materias suspendidas o turbidez, sin color ni olor, blanda; es decir, que pueda permitir a los consumidores la higiene personal, y lavar la ropa y la vajilla sin excesivo uso de jabones y detergentes. Y no corrosiva; el agua no debe oxidar las tuberías o facilitar el lixiviado de metales de las tuberías y depósitos.

Actualmente han surgido alternativas, para poder garantizar el abasto de agua dulce, como son el reuso del agua y la desalinización de aguas salinas o salobres. Para llevar a cabo la potabilización se han desarrollado muy diversos sistemas y procesos, todos ellos buscando un menor costo del agua producida.

Disponer de una toma de agua de mar es siempre el objetivo primero a la hora de diseñar una desaladora. Una buena toma de agua permite aligerar el pretratamiento de forma apreciable. Una sencilla filtración sobre arena, una filtración de seguridad con cartuchos de carbón activado y la adición de pequeñas dosis de antiincrustante puede ser suficiente para el correcto funcionamiento. Por desgracia no siempre, y más en el caso futuro de grandes instalaciones, será factible esta solución y tendremos que recurrir a tomas de agua superficial, donde se requerirá de pretratamientos que permitan tener mejor calidad de agua.

II.4 Procesos de desalinización.

Destilación.

El método más antiguo de desalación del agua de mar implica la evaporación del agua y la condensación del vapor de agua.

El proceso de destilación se puede llevar mediante, destilación múltiple etapa (MSF) y destilación múltiple efecto (MED). En el proceso de MSF, el agua de mar es calentada en un tanque por medio de un serpentín o tubos en paralelo que contienen algún fluido caliente, posteriormente se pasa a otro tanque, llamado etapa, donde la presión reducida permite que el agua hierva. Después, el agua

vaporizada es enfriada y condensada para obtener el producto. El calor latente liberado en la condensación del vapor es utilizado para calentar la salmuera en otra etapa. El producto destilado se colecta en cascada, en cada uno de los tanques colocados en paralelo con la salmuera y se bombea a un tanque de almacenamiento. La tasa de producción depende de la temperatura del agua salada y del número de etapas que se lleven a cabo. El agua desalinizada en este proceso contiene, generalmente de 2 a 10 ppm de sólidos disueltos, por lo tanto es remineralizada por potabilización (Khawaji, 2008).

El proceso de MED es muy similar a MSF, es decir, el agua marina se calienta con la ayuda de un fluido a temperatura elevada dentro de tubos, posteriormente se condensa el producto y se obtiene el destilado con disminución considerable en la concentración de sales disueltas. La diferencia entre MSF y MED es que MED se realiza en una sola etapa (Khawaji, 2008).

Ultrafiltración.

Es un proceso de filtrado a alta presión para retener principalmente material coloidal. En este proceso las partículas coloidales y las especies solubles de elevada masa molecular son retenidas por un mecanismo de exclusión por tamaño, de esta forma es posible concentrar, fraccionar o filtrar especies disueltas o en suspensión. La ultrafiltración generalmente permite pasar a la mayoría de especies iónicas inorgánicas y retiene partículas discretas de materia y especies orgánicas iónicas y no iónicas, dependiendo del peso molecular de corte de la membrana utilizada. El peso molecular de corte es una especificación utilizada por los proveedores de membranas, para describir su capacidad de retención, y se refiere a la masa molecular de un macro-soluto para el que la membrana tiene una capacidad de retención mayor del 90%. Las principales características de la ultrafiltración son:

- No usa productos químicos (coagulantes, floculantes, desinfectantes, ajuste de pH).

- Filtración por exclusión de tamaño en oposición a filtración por medio de profundidad.

Osmosis inversa.

Si se aplica sobre la disolución salina una presión hidrostática superior a la presión osmótica el agua circula en sentido inverso al anterior quedando las sales retenidas en la membrana (Figura 2). Este fenómeno es la ósmosis inversa.

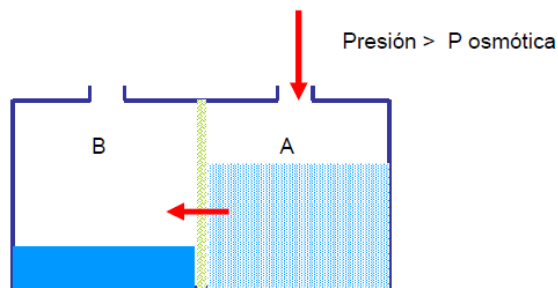


Figura 2. Esquema del fenómeno de ósmosis inversa.

Se utilizan unidades con etapas múltiples, obteniéndose los mejores resultados con agua salobre en lugar de agua marina. Las membranas semipermeables dejan pasar el agua y retienen entre el 90-99% de los elementos minerales disueltos; del 95-99% de los elementos orgánicos y el 100% de las materias coloidales más finas (bacterias, virus, sílice coloidal). En la actualidad se comercializan dos tipos de membranas:

- Acetato de celulosa (mezcla del mono, di y triacetato), y se suelen utilizar en forma tubular, en forma plana arrollada en espiral y más recientemente en forma de fibras huecas.
- Membranas de poliamidas aromáticas, se fabrican en forma de fibras huecas, y son más resistentes a los agentes químicos y biológicos que las de acetato, cuya hidrólisis no se puede evitar pero se pueden reducir al mínimo respetando las condiciones de explotación en lo referente al pH a la temperatura.

La osmosis inversa es un proceso de desalinización, que consiste en la aplicación de presión hidrostática, sobre una densa membrana impermeable a las sales y solutos de bajo peso molecular, permitiendo su retención, y obtener como producto agua desalinizada. El agua pura, o permeante, emerge a una presión cercana a la atmosférica, mientras que el residuo (salmuera altamente concentrada) prácticamente permanece a la presión original. Los rangos de operación para la presión son: 300 a 400 psi, en el caso de una salmuera de pozo (1500 ppm) y desde 800 a 1000 psi en el caso de agua de mar (35000 ppm). Para producir osmosis inversa en una solución salina, se aplica una presión mayor a la presión osmótica de la solución sobre una membrana. Del mismo modo, para obtener flujos o caudales económicamente viables, al menos debe ejercerse el doble de la presión osmótica. Las plantas de ósmosis inversa no aprovechan el 100 % del agua; en parte se rechaza con un incremento de su salinidad. Las plantas desaladoras de aguas marinas tienen una eficiencia de entre un 35-45 %, (es decir que de cada 100 litros rechazan entre 55 y 65), eficiencia que puede llegar al 60 % si utilizan aguas salobres. Además los vertidos de estas plantas, bien sea en el medio marino o en tierra, pueden llegar a plantear importantes problemas ambientales (González, 1997).

Electrodiálisis.

La electrodiálisis es un proceso de separación electroquímica en el que las membranas cargadas y una diferencia de potencial eléctrico se usan para separar especies iónicas y otros componentes no cargados de una solución acuosa.

El agua fluye entre membranas permeables catiónicas y aniónicas, colocadas alternadamente. La electricidad suministra la fuerza motriz para la migración iónica a través de las membranas, y los iones son eliminados o concentrados en los pasos de agua alternativos por medio de las membranas selectivas. (Acuña, 1999). No podemos evitar la producción de salmuera en los procesos de desalinización. Podemos únicamente manejar o transformarla de tal manera que la contaminación ambiental será mínima. Eso es un problema de menor dimensión si la planta

desaladora se encuentra a la orilla del mar, si la salmuera se descarga correctamente. Se recomienda construir dos pozos para la planta desaladora.

El primero sirve como fuente del agua marina. Las ventajas enfrente de una toma directa al mar son que no se necesitan construcciones marítimas y que el agua cruda es limpia. El otro pozo sirve para infiltrar la salmuera en el agua marina subterránea. Así se evita la perturbación del sistema ecológico marítimo. La dilución de la salmuera se realiza paulatinamente sin daños ambientales. Hay que vigilar que los pozos deben tener una distancia suficiente uno del otro para evitar una influencia negativa al pozo fuente (Jurgen, 2000). Los principales procesos utilizados actualmente en el mundo son basados en el uso de membranas (Cuadro 3), con mayor número total de plantas instaladas es el de ósmosis inversa, con más del 57% del total. El que mayor capacidad tiene instalada es el de Evaporación Instantánea Múltiple Etapa o MSF, con el 51% de la capacidad mundial.

Gracias al avance, mejora y menor costo de las membranas, el proceso de ósmosis inversa está sufriendo un rápido incremento y aceptación para la potabilización del agua de mar.

Cuadro 3. Principales procesos de desalación y su capacidad.

Proceso	Capacidad (m ³ /día)
MSF	7 994.244
MED	7 27.940
electrodialisis	882.254
ósmosis inversa	5 080.207

II.5 Situación mundial y en México de la desalinización.

La desalinización a nivel industrial comenzó en los años cincuenta especialmente en países del Medio Oriente y por tecnologías térmicas principalmente evaporación. Esto debido a que estos países están considerados entre los que tienen mayores índices de escasez de agua y además se cuentan entre los mayores productores de petróleo. Sin embargo, desde finales de los años 90's la mayor parte de las

plantas desalinizadoras que se han instalado se han hecho aplicando tecnologías de membrana, llegando a representar el 75% de las nuevas plantas instaladas en 2003, principalmente en países no considerados en Medio Oriente, pero incluso en esta región se han instalado plantas con estos procesos.

A finales de los años 60's se comenzaron a trabajar pequeñas plantas desaladoras de membranas de agua salobre en el estado de Florida. Se empieza a pensar que las membranas pueden suponer un avance y una reducción de costos para hacer la desalinización más asequible a los consumidores y se logró bajar el consumo energético de los 15 – 17 kWh/m³ que eran normales con las otras tecnologías hasta menos de la mitad. En algunos países, el porcentaje de agua desalinizada es significativo. Por ejemplo en Arabia Saudita, que es el mayor desalador del mundo con casi 6 m³/día de producción de agua, es una necesidad por ser un país desértico, pero con la ventaja que es el primer productor mundial de petróleo, y donde desde hace años existe el equivalente a un ministerio para la desalinización (SWCC). En Israel, se estima que para este año se alcance un 25% de abasto de agua por desalinización. Otro caso es Libia, con una notable capacidad desaladora instalada y donde se proyectan nuevas plantas, pero donde no es el único recurso y compite con los más de 3.500 km de tuberías de 4 m de diámetro, instaladas para traer el agua desde un acuífero del interior del desierto hacia la costa. Como curiosidad la ciudad de Riad, en Arabia, que está a 600 km del mar y a 450 m de altura, recibe diariamente más de 1 millón de m³ de agua desalada desde Al Jubail, siendo el costo real de impulsión del agua casi tan elevado como el de desalar.

También tenemos en Estados Unidos una aplicación de la desalinización, la desaladora de Yuma de 300000 m³/día que se construyó hace unos 20 años y que nunca llegó a funcionar, pero cuyo objeto era desalar las aguas del río Colorado (con consecuencias de los retornos de los regadíos de la zona que llegaban a México en unas condiciones poco apropiadas para su uso). Quizás no fuera un proyecto muy acertado en su momento, ya que nunca llegó a funcionar aunque ahora se está retomando de nuevo dado que se construyó una infraestructura muy cara que se quiere rehabilitar. Singapur es otro ejemplo de uso de tecnología de

desalinización para romper su dependencia respecto al suministro de agua de otro país, Malasia desde el que recibe agua a través de una tubería, suministro sobre el que existe un acuerdo.

En México también ya se usa el proceso de desalinización de agua de mar para abastecimiento de agua potable, pero a nivel de pequeñas plantas en complejos turísticos en su mayoría. Hasta 2008 existían en México 435 plantas instaladas con una capacidad de 311,377 m³/día, de los cuales aproximadamente el 30% está en Baja California Sur y en Quintana Roo. La mayor parte del resto de estas plantas no opera de manera regular tanto por problemas de diseño, capacitación o costos de agua producto. Entre 2008 y 2010 se planeaban establecer en México varias plantas desaladoras (Cuadro 4.)

Actualmente en México existen plantas desaladoras para aprovechar tanto agua de mar como aguas salobres continentales. Esta infraestructura se halla distribuida en todo el país, pero principalmente consiste en pequeñas plantas desaladoras con fines turísticos, municipales (limpieza) y generación de electricidad.

También se consideraban desaladoras algunas plantas para obtención de yeso, cal y sal, pero donde se usaba evaporación natural sin recuperación del agua (principalmente en Baja California, Coahuila, Nuevo León, Estado de México y Distrito Federal). A principios del siglo XXI se tenían 171 plantas desaladoras, de las cuales 30% no operaba de manera regular por problemas de mantenimiento, diseño o falta de capacitación en su uso.

Del total en operación 53% eran para fines turísticos, con una capacidad instalada de 26,942 m³/día (311 L/s) y 12 % para uso industrial, equivalente a una capacidad instalada de 18,403 m³/día (211 L/s) para un total de 65 mil m³/día pero sólo 45 m³/día de capacidad neta en operación. Para 2007 se tenían en México 435 plantas desaladoras ubicadas en 320 sitios, con una capacidad instalada de 193,771 m³/día y si se estima el mismo porcentaje de operación se tendrían únicamente 136 mil m³/día de capacidad neta (Cuadro 5).

Cuadro. 4 Plantas desaladoras por instalarse en México.

Lugar	Producción m ³ /día	Tecnología	Calidad del agua	Empresa
Cancún, Quintana Roo	1000	Ósmosis inversa	Agua de mar	Degrémont
Cancún, Quintana Roo	1000	Ósmosis inversa	Agua de mar	Degrémont
Cancún, Quintana Roo	568	Ósmosis inversa	Agua de mar	STS De México
Cancún, Quintana Roo	500	Ósmosis inversa	Agua de mar	STS De México
Cancún, Quintana Roo	550	Ósmosis inversa	Agua de mar	STS De México
Catalonia Hotel, Quintana Roo	500	Ósmosis inversa	Agua de mar	STS De México
Chileno Bay, BCS	4000	Ósmosis inversa	Agua de mar	Bekok/VWS Ibérica
Gran Gala Hotel, Quintana Roo	1134	Ósmosis inversa	Agua salobre	STS De México
Ixtapa, Guerrero	327	Ósmosis inversa	Agua de mar	GE Osmonics
La Paz, BCS	120	Destilación Multiple Efecto	Agua de mar	IDE
Pto. Peñasco, Sonora	870	Ósmosis inversa	Agua de mar	STS De México
Mazatlán, Sinaloa	768	Destilación Multiple Efecto	Agua de mar	IDE
México	1636	Ósmosis inversa	Agua salobre	GE Water
México	1636	Ósmosis inversa	Agua salobre	GE Water
México	1636	Ósmosis inversa	Agua salobre	GE Water
México	1636	Ósmosis inversa	Agua salobre	GE Water
México	1364	Ósmosis inversa	Agua salobre	GE Water
México	1091	Ósmosis inversa	Agua salobre	GE Water
México	1091	Ósmosis inversa	Agua de mar	GE Water
Los Cabos, BCS	230	Ósmosis inversa	Agua de mar	VWS México
Los Cabos, BCS	460	Ósmosis inversa	Agua de mar	VWS México
Puerto Vallarta, Jalisco	1635	Ósmosis inversa	Agua de mar	VWS México
Pto. Peñasco, Sonora	401	Ósmosis inversa	Agua de mar	GE Osmonics
Riviera Maya, Quintana Roo	150	Ósmosis inversa	Agua salobre	STS De México
Riviera Maya, Quintana Roo	273	Ósmosis inversa	Agua salobre	STS De México
Tuxpan, Veracruz	280	Ósmosis inversa	Agua de mar	Mitsubishi
Puerto Vallarta, Jalisco	500	Ósmosis inversa	Agua de mar	STS De México

Fuente: IDA Yearbook 2007 -2008

El estado con el mayor número de desaladoras es Quintana Roo, con 79 unidades; le sigue Baja California Sur, con 71. En Baja California Sur, se cuenta con la planta municipal más grande del país, en los Cabos, que tiene una capacidad instalada de

200 L/s de agua potable (17,280 m³/d) y abastece a una parte de Cabo San Lucas, para fines urbanos y turísticos. Es una concesión por 20 años a una empresa española, y el costo por m³ actualmente está alrededor de los diez pesos con cincuenta centavos. En febrero de 2010 se inauguró la segunda planta más grande, la de Litibú en Nayarit con una capacidad de 120 L/s; ambas plantas trabajan con ósmosis inversa. El crecimiento del número de desaladoras se está realizando principalmente en la península de Baja California. Por el contrario en Quintana Roó, se ha frenado la construcción de plantas desaladoras pues la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado de Quintana Roo en la Riviera Maya, negoció en 2007 con los hoteleros para que se conecten a la red de agua potable que construyeron; y los nuevos desarrollos están obligados a conectarse a dicha red de agua potable.

Otra de las plantas proyectadas es la planta desaladora de Ensenada, Baja California, en la que se estima una inversión del orden de 352 millones de pesos y una capacidad de algo mayor a la planta de Los Cabos (250 L/s) y contribuirá al abasto de agua potable de una población de 96 mil habitantes. Se espera inicie construcción a fin de 2010, pues para 2013 el problema de abasto en esta región se estima sea muy grave y debe ya estar en operación, aunque ha habido problemas políticos para aprobar la licitación de la obra.

Así mismo se tienen los planes para instalar las plantas desaladoras de la Paz, Baja California Sur, Guaymas, Sonora y Rosarito, Baja California, para las cuales se están haciendo los estudios correspondientes.

Además de que muchas de las plantas, sobre todo pequeñas para fines turísticos o industriales ya construidas no están en operación, o funcionan de manera intermitente, ha habido dos grandes fracasos en la desalación en México, que son los proyectos de las plantas desaladoras para Hermosillo y para Puerto Peñasco, ambas en Sonora.

En 2001, la planta de Hermosillo se iba a comenzar a construir, pero por problemas políticos entre los gobiernos estatal y municipal se detuvo y hasta el momento no ha sido retomado. Esto a pesar de la severa condición de escasez de agua en esta zona y de que se tiene que traer de un acuífero lejano.

Cuadro 5. Distribución de las desaladoras en México.

Estado	Sitios con plantas	Total plantas	En operación	Capacidad máxima instalada (m ³ /d)	% del total	Capacidad estimada en operación (m ³ /d)	% del total
Baja California	23	38	24	51,938	16.7	32,803	16.2
Baja California Sur	71	73	53	36,971	11.9	26,842	13.3
Campeche	8	19	14	5,456	1.8	4,020	2.0
Coahuila	31	33	23	7,768	2.5	5,344	2.6
Colima	17	18	2	2,856	0.9	317	0.2
Edo. de México	3	4	2	7,000	2.2	3,500	1.7
Distrito Federal	14	17	12	95,471	30.6	67,391	33.4
Durango	26	26	13	868	0.3	434	0.2
Guerrero	6	6	3	2,355	0.8	1,176	0.6
Jalisco	3	4	3	2,865	0.9	2,149	1.1
Morelos	2	21	21	110	0.0	110	0.1
Nuevo León	5	5	5	2,847	0.9	2,847	1.4
Oaxaca	1	4	4	14,526	4.7	14,526	7.2
Quintana Roo	79	124	73	53,339	17.1	31,401	15.5
San Luis Potosí	1	1	1	60	0.0	60	0.0
Sonora	16	22	15	9,349	3.0	6,374	3.2
Tamaulipas	4	4	2	5,100	1.6	2,550	1.3
Veracruz	9	15	11	12,167	3.9	8,922	4.4
Yucatán	1	1	1	700	0.2	700	0.3
Total Nacional	320	435	282	311,646	100	202,033	100

Para la planta de Puerto Peñasco, en 2007 la Agencia de Desarrollo y Comercio de Estados Unidos aportó US\$ 369,000 para un estudio de factibilidad para su construcción. Todavía no inicia su construcción, que se planea arranque en 2012,

como planta concesionada a una empresa estadounidense. Esta planta originalmente tendría una capacidad para 100 L/s. La planta de Hermosillo estaba planeada para una capacidad de 500 L/s. Se está estudiando que la planta de Peñasco abastezca también a Hermosillo y se pueda exportar agua desalada a Estados Unidos, con una capacidad de 4,000 L/s.

Aspectos ambientales de la desalinización.

Los aspectos de la desalación que tienen mayor impacto ambiental son el efecto de la salmuera sobre el medio, el incremento de la salinidad de los suelos regados con agua desalada por ósmosis inversa y la emisión de dióxido de carbono a la atmósfera, generado al producirse la energía que necesitan las plantas de desalación. Estos efectos se pueden minimizar con las tecnologías disponibles y las medidas correctivas adecuadas.

Durante el proceso de desalinización, se van a obtener dos efluentes, uno de agua baja en sales, y otro con salmuera o concentrado de sales de estos procesos, la cual debe ser desechada adecuadamente, tratarse o secarse completamente para utilizar las sales.

Por ejemplo si se tiene agua de mar, con concentración de 35 000 mg/L de SDT, al desalarla en algunos procesos se puede obtener agua baja en sales menor a 100 mg/L, y rechazo o salmuera, con una concentración de 70,000 mg/L.

La producción de concentrados salinos como residuo por las plantas desaladoras es uno de sus mayores inconvenientes de la desalinización y aunque ésta es una de las soluciones al problema de la escasez de agua, está limitada por la generación de sal. Una de las desventajas más graves es la interrupción del ciclo natural de muchos organismos marinos por la extracción e introducción de nuevos contaminantes al ambiente.

Los residuos se pueden secar por evaporación si existe área suficiente pero muchas veces la sal que queda se tiene que confinar o tratar, ya que tiene una composición o contaminantes que no permiten su utilización para consumo

humano. El método de vertido de salmuera es más común, y se hace por medio de difusores ubicados mar adentro. El mar diluye rápidamente las altas concentraciones de sal vertidas. Es necesario no hacer estas descargas de salmuera en ambientes frágiles, como los arrecifes de coral.

Otra desventaja de la desalinización es el alto consumo de energía que presume el consumo directo o indirecto de combustibles fósiles para su obtención. Esto tiene obviamente efectos ambientales, sobre todo por la generación de gases de efecto invernadero. Sin embargo en los procesos donde el uso de energía se optimiza y se sustituye con fuentes renovables de energía como energía solar y eólica, los daños ambientales por consumo energético se disminuyen.

En México, el agua de mar a ser desalinizada es objeto de concesión. La solicitud de concesión debe de ir acompañada de una manifestación de impacto ambiental y debe contener: el volumen de extracción y los consumos requeridos, el proyecto de las obras a realizar para su extracción, aprovechamiento y descarga, incluyendo tratamiento de las aguas residuales y los procesos y medidas para el reuso del agua, y restauración del recurso hídrico; así como el costo económico y ambiental de las obras proyectadas. Actualmente está en estudio la norma oficial para la descarga de plantas desalinizadoras en el país, por lo que una vez fijada, será obligatorio su cumplimiento.

II.6 Procesos de separación con membranas y pre tratamiento para la desalinización de agua de mar.

Un proceso con membrana es una filtración a presión, que dependiendo del tamaño de los poros de la membrana, puede separar desde sólidos suspendidos hasta sólidos disueltos y que puede recibir diferentes nombres. Hay cuatro tipos básicos de membranas, basados en el tamaño de poro o las características rechazadas (Fritzmann,2007; Microfiltración (MF), Membranas de Ultrafiltración (UF). Membranas de Nanofiltración (NF) y de Osmosis Inversa (OI) (Figura 3).

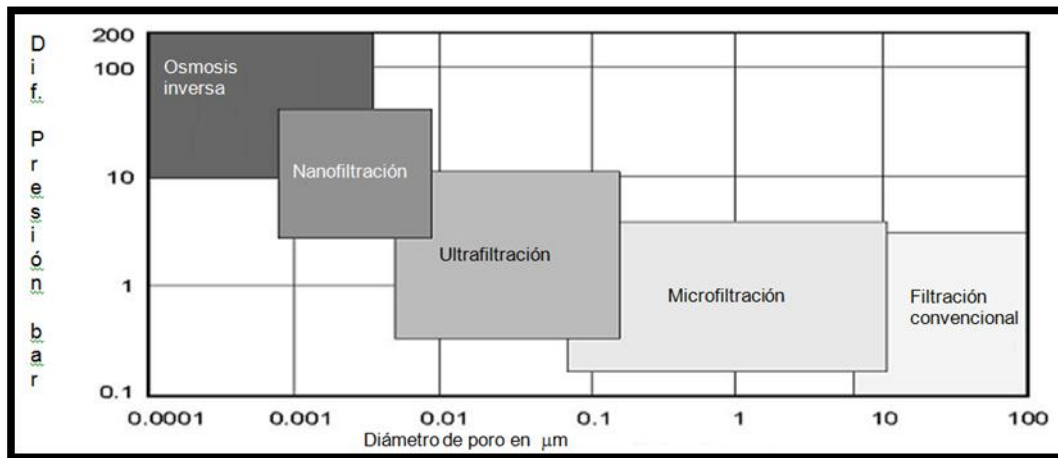


Figura 3. Diferentes tipos de filtración por membranas, por rango de diámetros de poro y presión aplicada.

La microfiltración (MF) separa partículas entre 0.1 y 10 micras (como sólidos suspendidos, materia coloidal e incluso bacterias), la ultrafiltración (UF) separa partículas entre 0.01 y 0.1 micras (como bacterias, coloides, virus y grandes moléculas orgánicas solubles). La nanofiltración (NF), que se considera en el rango de 0.001 a 0.01 micras, al igual que la ósmosis inversa (OI), que separa partículas entre 0.0001 y 0.005 micras, son capaces de eliminar sólidos disueltos (Dow Chemical, 2010).

Los procesos de desalación con membranas son principalmente OI y en mucho menor grado NF y electrodiálisis (ED). La OI es un proceso que se lleva a cabo al aplicar una presión a la solución salina para vencer la presión osmótica y forzar al agua a pasar por una membrana semipermeable que no permite el paso de los sólidos.

Las membranas de NF normalmente rechazan moléculas con un peso molecular mayor a 200g/mol y la OI puede separar sales inorgánicas disueltas (incluso iones tan pequeños como Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} o Ca^{2+}). En la ED, la membrana además tiene un potencial eléctrico que ayuda a la retención de ciertos tipos de iones, aun si, por su tamaño, pudieran pasar por los poros.

Tipos de membranas.

Las membranas se pueden clasificar por el material de que están fabricadas y por la forma de la membrana. Por el material se pueden clasificar en poliméricas y en cerámicas. Las membranas de OI más populares son las de compuesto de película delgada de poliamida (TFC) y las de triacetato de celulosa (CTA), las primeras membranas usadas eran de acetato de celulosa (CA), pero ya no se usan. Y por su forma se clasifican en tubulares, capilares, de fibra hueca y enrollada en espiral.

Las membranas CTA son utilizadas para unidades de agua potable para residencias si el pH está dentro de los límites, así como en la industria farmacéutica, donde se utiliza la inyección de cloro para mantener bajos conteos de bacterias, los cuales representan una consideración primaria. Las membranas TFC son las más ampliamente utilizadas para desalinización debido a sus muy altos porcentajes de rechazo y sus altas capacidades de flujo. Estas membranas se llaman compuestas por tener tres capas: una base o soporte de poliéster (de unas 120-130 micras), un sustrato de membrana porosa de polisulfona (de 40-50 micras) y la membrana de poliamida en sí, depositada sobre el sustrato (de sólo 0,20-0.25 micras de espesor).

También se pueden utilizar membranas inorgánicas cerámicas en lugar de polímeros. Estas tienen algunas ventajas sobre las orgánicas como son estabilidad térmica, estabilidad fisicoquímica, resistencia a los microorganismos y posibilidad de limpieza con flujo invertido, de esterilización y de tratamiento químico. Pero también tienen las desventajas de proporcionar una superficie menor de contacto, ser frágiles y no resistir altas presiones. Algunos de los materiales son zeolita, sílica, zirconia, aunque normalmente se usa un sustrato de alúmina o sílica de porosidad alta cubierto con otra membrana de un poro menor (Dukey y col., 2007).

El consumo de membranas por superficie adquirida, aproximadamente se tienen los siguientes valores: membranas compuestas OI 85%, membranas compuestas de NF 3 - 5%, membranas de polisulfona de UF y MF 5 - 7% y otras membranas 3-5% (Fritzmán y col., 2007).

Las membranas tubulares están situadas dentro de un tubo, hechas de un tipo especial de material. Este material es la capa que sostiene a la membrana, que tiene solo unas micras de espesor. Debido a que las membranas tubulares se localizan dentro de un tubo, el flujo en una membrana tubular es generalmente del revés y por eso la unión de la membrana a la capa que la sostiene es muy débil. Las membranas tubulares tienen un diámetro de 5 a 15 mm. Debido al tamaño de la superficie de la membrana, poco probable que las membranas tubulares se obstruyan por haber una alta velocidad de flujo. Un inconveniente de las membranas tubulares es que la densidad del empaquetamiento es baja, lo que resulta en un poca superficie por módulo (Cheverreau y col., 2010).

Las membranas capilares están formadas por pequeños tubos con una membrana, que es suficientemente grande para resistir las presiones de filtración. El flujo a través de las membranas capilares puede ser tanto de dentro afuera como de afuera a adentro. El diámetro de las membranas capilares es mucho más pequeño que el de las membranas tubulares, concretamente de 0.5 a 5 mm. Debido al menor diámetro, las probabilidades de obstrucción con una membrana capilar son mucho mayores, pero con la ventaja de una superficie mucho mayor (WEF, 2006).

Las membranas de fibras huecas tienen un diámetro inferior a 0.1 μm . En consecuencia, las posibilidades de obstrucción de una membrana de fibras huecas son muy elevadas. Las membranas solo pueden ser usadas para el tratamiento de agua con un bajo contenido de sólidos suspendidos. La densidad de empaquetamiento de una membrana de fibras huecas es muy alta. Las membranas de fibras huecas son casi siempre usadas solamente para NF y OI (Water Environmental Federation, 2006).

Las membranas de espiral consisten en dos capas de membrana, situadas en un tejido colector de permeados. Este tejido está conectado a un tubo de desagüe de permeado sobre el cual se enrollan las membranas con la funda. Además existe una tercera capa que separa un par de membrana con su funda de otro módulo. Como no hay tubos se tiene una superficie de contacto muy grande. El agua entra

por el separador pasa por la membrana y el permeado pasa al tubo colector. Las membranas de espiral son usadas solamente para aplicaciones de NF y OI. (Mallevalle y col., 1998). Todas estas membranas necesitan estar contenidas en tubos o carcasas que soporten la presión aplicada.

II.7 Problemas por la calidad del agua para usarse en procesos de desalinización con membranas.

Durante la separación con membranas ocurre un fenómeno llamado polarización por concentración, que se produce por la acumulación de material rechazado (el que no pasó por la membrana) en las proximidades de la membrana. Estas partículas retenidas, dependiendo de su tamaño y tipo, afectan el proceso de separación debido a menor paso de agua por la membrana al incrementar la presión osmótica, a menor rechazo de sólidos por su mayor concentración en la superficie (que incluso en el caso de algunos iones divalentes se traduce en formación de precipitados en la superficie de la membrana) y formación de lodos que reduce la superficie de contacto efectiva de la membrana (Shirazi y col., 2010).

Ya sea por polarización o algún otro fenómeno, los factores limitantes que reducen la eficiencia de una membrana para separar sólidos se pueden clasificar en: deterioro de la membrana, pérdida de presión efectiva (por aumento de presión osmótica o de viscosidad) y obstrucción de los poros de la membrana, ya sea por precipitados de compuestos inorgánicos (incrustación salina) o por taponamiento por material suspendido, coloidal o formación de películas biológicas (Drioli y col., 2002). Las principales sustancias que producen incrustación en un proceso de desalación son CaCO_3 , CaSO_4 , BaSO_4 , SiO_2 , SrSO_4 y Mg(OH)_2 . En el caso del taponamiento, la fuente principal en un proceso de desalación es el contenido de materia orgánica del agua a tratar así como al crecimiento de microorganismos ya sea en la solución, o, con mucho mayor efecto negativo, en la propia membrana.

El desempeño de la operación de OI para desalación se puede evaluar a través de diferentes parámetros directos como son uso de energía (presión aplicada), tasa de recuperación de agua dulce sobre solución salina, porcentaje de rechazo de sales,

flujo de agua por la membrana, duración de la membrana, periodo transcurrido antes de que la membrana necesite limpieza y el costo de operación. Ya sea por polarización o algún otro fenómeno, los factores limitantes que reducen la eficiencia de una membrana para separar sólidos se pueden clasificar en: deterioro de la membrana, pérdida de presión efectiva (por aumento de presión osmótica o de viscosidad) y obstrucción de los poros de la membrana, ya sea por precipitados de compuestos inorgánicos (incrustación salina) o por taponamiento por material suspendido, coloidal o formación de películas biológicas. En el caso de la obstrucción biológica, la fuente principal en un proceso de desalación es el contenido de materia orgánica del agua a tratar así como al crecimiento de microorganismos ya sea en la solución, o, con mucho mayor efecto negativo, en la propia membrana (Fujiwara y col., 2008).

Los contaminantes del agua de alimentación se concentran en la membrana, lo cual puede exceder los límites de solubilidad de ciertos compuestos químicos, dando por resultado la precipitación de los compuestos. Este precipitante puede ser removido por el flujo del concentrado; por lo tanto, si existe el potencial de precipitación, esto no significa que la membrana se obstruirá. Sin embargo, si el concentrado es detenido por un concentrado sobresaturado, eventualmente la membrana quedará obstruida. Los compuestos encontrados normalmente en el agua cruda que pueden ocasionar obstrucción son: Carbonato de Calcio, Sulfato de Calcio, Sulfato de Bario, Sulfato de Estroncio, Hidróxido de Magnesio y Sílice.

Obturación de las membranas:

La obturación de la membrana es el problema más crítico al que se enfrentan los sistemas de ósmosis inversa. Ya se mencionaron los mecanismos que producen los diferentes tipos de obstrucción y a continuación se presentan los principales tipos por operación, con sus causas y valores recomendados para evitar el taponamiento:

- Precipitación de hierro y manganeso. Si el agua de alimentación contiene hierro en estado ferroso o manganeso disueltos, es altamente probable que se oxiden

en óxidos insolubles de hierro férrico o de manganeso, los cuales obstruyen rápidamente la membrana. El agua de alimentación deberá contener menos de 0.05 ppm de hierro y menos de 0.02 ppm de manganeso.

- Incrustación de los contaminantes del agua cruda después de la concentración en la membrana. Básicamente en el pretratamiento se deben tomar las acciones para prevenir la incrustación como son reducir la recuperación hasta el punto en el cual no se excedan los límites de solubilidad, eliminar los iones que forman los compuestos o convertir los iones a nuevos compuestos. Durante una separación por OI, la concentración de las sales se puede incrementar en el agua de rechazo o salmuera por un factor igual a $1/(100\%-\text{Recobro})$. Es decir si se recupera un 50% la concentración de sales se incrementan en un factor de 2.
- Obstrucción de la membrana con sólidos suspendidos, que también debieron eliminarse en el pretratamiento (filtración, simple o asistida por coagulación). El agua de alimentación no debe contener sólidos suspendidos y un valor de turbidez menor a 0.5 UTN.
- Precipitación de materiales coloidales, que también se eliminan en el pretratamiento. El agua de alimentación deberá tener un SDI menor a 4. Cualquier coloide de menos de 1μ debe ser considerado como una amenaza para la membrana, y de manera indirecta un valor de SDI mayor a 5 se considera con este riesgo (Yiantsios y col., 2005).
- Contaminación por Desarrollo Biológico. Las bacterias son capaces de adherirse y desarrollarse sobre las superficies de la membrana. Su desarrollo y sus derivados son capaces tanto de destruir la membrana (celulosa) como de obstruir la superficie de la membrana. Eventualmente, el desarrollo bacteriano penetra la membrana y contamina el agua producto. Esto solamente se puede disminuir con lavados periódicos de la membrana, pero los cuales pueden dañarla. Algunas posibles causas del desarrollo bacteriano son un exceso de bisulfito en el pretratamiento, falta de sanitización durante las limpiezas, incremento de temperatura, baja velocidad o contaminación de equipos del pretratamiento (por ejemplo el filtro de carbón activado).

En el caso del taponamiento, la fuente principal en un proceso de desalación es el contenido de materia orgánica del agua a tratar así como al crecimiento de microorganismos ya sea en la solución, o, con mucho mayor efecto negativo, en la propia membrana.

Algunos indicadores indirectos que permiten predecir el desempeño de OI, como turbidez o color están relacionados con la cantidad de sólidos suspendidos, materia orgánica y coloidal que pueden producir taponamiento u obturación de la membrana.

Turbidez: Se presenta por la presencia de partículas suspendidas y disueltas en el agua, es una expresión de la propiedad óptica de una muestra, que origina que al pasar un haz de luz a través de ella, la luz se disperse y se absorba en vez de transmitirse en línea recta.

Color: En el agua que será destinada para consumo humano es un parámetro de aceptación, ya que debe de ser incolora, pero en la actualidad, gran cantidad del agua disponible se encuentra colorida y se tiene el problema de que no puede ser utilizada hasta que no se le trata removiendo dicha coloración. El agua de mar puede estar colorido debido a la presencia de iones metálicos naturales (hierro y manganeso), humus, materia orgánica y contaminantes domésticos e industriales.

Sólidos suspendidos: Se refiere a todas las partículas sólidas orgánicas o inorgánicas que se mantienen en suspensión en el agua.

Materia orgánica: Una manera de calcular la cantidad de materia orgánica presente en una muestra de agua, es mediante la determinación de demanda química de oxígeno (DQO); la determinación del contenido de materia orgánica, biodegradable o no, tiene gran valor en la vigilancia de las aguas y para conocer la eficiencia de los diferentes pre tratamientos o tratamientos aplicados en la misma. El método para determinar la DQO involucra el uso de dicromato es preferible sobre procedimientos que utilizan otros oxidantes debido a su mayor potencial redox y su aplicabilidad a una gran variedad de muestras.

Existen dos métodos para la determinación de DQO con dicromato. El método a reflujo abierto es conveniente para aguas residuales en donde se requiera utilizar grandes cantidades de muestra. El método a reflujo cerrado es más económico en cuanto al uso de reactivos, pero requiere una mayor homogeneización de las muestras que contienen sólidos suspendidos para obtener resultados reproducibles

Coloides: Son la fuente de obstrucción más peligrosa, dado que un análisis de agua estándar no revelará la contaminación por coloides. Los coloides son partículas más grandes que las moléculas, pero no lo suficientemente grandes como para ser vistas a través de un microscopio convencional. Cualquier coloide de menos de 1 micra debe ser considerado como una amenaza para la membrana.

Otros dos parámetros relacionados a la obturación por materia coloidal son el índice de densidad de lodos o sedimentos (SDI) y el índice de taponamiento modificado (MFI), ambos determinados por filtración por lotes con un microfiltro Millipore de 0.45 m de tamaño de poro. También existe otro índice de MFI por UF en lugar del microfiltro Millipore.

Índice de densidad de lodos (SDI): Es un índice o parámetro que permite evaluar la capacidad de ensuciamiento de un agua sobre membranas.

El agua de mar contiene pequeñas cantidades de sólidos en suspensión constituidas por partículas muy pequeñas ($f < 5\mu$), que no son medibles mediante parámetros tales como sólidos en suspensión o turbiedad, ya que los valores en juego están por debajo de los valores mínimos medibles con estos métodos.

Estos sólidos en suspensión muy finos, que pasan normalmente a través de los filtros de arena tradicionales, son muy escasos en el agua de pozo, pero habitualmente se encuentran en mayor cantidad en el agua superficial. También se encuentra materia orgánica, biológica, etc., que pueden producir el mismo fenómeno de ensuciamiento.

Estos sólidos, sin embargo, no pasan a través de las membranas de ósmosis inversa, nanofiltración o ultrafiltración, sino que se depositan sobre ellas produciendo un taponamiento o ensuciamiento de las membranas. Este ensuciamiento se traduce en un mayor pasaje de sales (aumento de la concentración de sales en el permeado) y en una disminución del caudal de permeado. Cuando estos parámetros se apartan por encima de un cierto valor con respecto a los valores de diseño (cuando el caudal baja por debajo del 85 % del caudal de diseño, o la salinidad sube más de un 15 % por encima de los valores de diseño) es necesario sacar de servicio la unidad de ósmosis inversa y efectuar un lavado químico de las membranas, para tratar de restablecer las condiciones de diseño.

Para poder evaluar la capacidad de ensuciamiento del agua a tratar, se desarrolló el método del SDI. Este método es muy usado en ósmosis inversa, nano y ultrafiltración, y también en electrodiálisis inversa. También debemos considerar algunos aspectos microbiológicos.

En efecto, muchas veces los microorganismos se acoplan a estas micropartículas y pasan no solo a través de los filtros, sino que resultan protegidas de la acción desinfectante del cloro. Luego, en un filtro de carbón activado, encuentran un hábitat favorable para su desarrollo.

El procedimiento para la determinación de SDI está proporcionado por la American Society for Testing and Materials (ASTM) bajo el número D 4189-82. En el Cuadro 6 se indican los valores máximos (teóricos) y aceptables del SDI a distintos valores de tiempo.

Cuadro 6. Valores máximos (teóricos) y aceptables del SDI a distintos valores de tiempo.

Tiempo (minutos)	Máximo matemático	SDI máximo confiable (*)
15	6.67	5
10	10	7.5
5	20	15

Existe una correlación cualitativa entre el valor del SDI del agua de alimentación a un proceso de membranas y la frecuencia de limpiezas necesarias. En general, cuanto más alto sea el SDI, mayor es la frecuencia de limpiezas requeridas para recobrar el rendimiento de las membranas. Es importante considerar que cada limpieza química que se efectúa a la membrana, por más que se efectúe con los productos químicos apropiados y en forma controlada, implica un ataque químico a la misma que le va quitando parte de sus propiedades.

Por lo tanto, cuanto mayor sea la frecuencia de limpiezas, más corta será la duración de las membranas. Muchas veces un pretratamiento más complejo y costoso es compensado con una menor frecuencia de recambio de membranas. Esto no siempre es comprendido por los usuarios, que muchas veces valoran solo la inversión inicial.

El SDI está lejos de ser un indicador perfecto del potencial de ensuciamiento de un agua, pero no habiendo otro parámetro es ampliamente utilizado en todo lo que sea tecnología de membranas. Este parámetro constituye una herramienta muy útil para especificar, controlar, diagnosticar problemas y efectuar el seguimiento del rendimiento de las membranas de ósmosis inversa.

A pesar de que el filtro empleado en su medición tiene el tamaño de poro más grande que el de las membranas de OI, el parámetro predictivo más aceptado es el SDI. Este parámetro además está sujeto a muchas variables en su determinación. Yantsios concluyo que valores altos del SDI de una solución sugieren un posterior taponamiento de las membranas, aunque sin discriminar el tipo de membranas o el efecto que tendrá en las condiciones de operación de la separación y es necesario considerar la composición particular del agua. Los fabricantes de membranas recomiendan valores de SDI menores a 4-5 para tener una operación de OI con buenas condiciones de operación, aunque a veces no existe una buena correlación entre ambos. El agua de mar tiene valores entre 13 y 27, por lo que necesita un pretratamiento para lograr acercarse a los valores recomendados.

Para optimizar los procesos de desalinización con membranas, en particular por OI, es necesario que la solución salina o salobre llegue a la etapa de OI, con el menor contenido de partículas y es por eso que es necesario que pase por un pretratamiento y así evitar tanto incrustaciones como taponamiento, pero además deberá prolongar la vida de la membrana. Los pretratamientos se pueden clasificar en: convencional, con membrana y mixto.

II. 8 Sistemas de pretratamiento en agua de mar.

La función del pre tratamiento del agua de mar es la de garantizar, tanto desde el punto de vista de sus propiedades químicas como físicas, las condiciones óptimas del agua de alimentación en una desaladora.

Los avances previsibles a corto plazo en el pretratamiento apuntan claramente hacia la micro y ultrafiltración. La línea de pretratamiento con membranas muestra resultados óptimos pero tienen un elevado costo, comparado con el pretratamiento convencional marca una tendencia a la baja, igual que ha ocurrido con la bajada de precio de las membranas de ósmosis. El convencional consiste en coagulación (cloruro de hierro, es lo más recomendado), floculación y sedimentación o filtración, que también se le llama clarificación. Cuando se utiliza un proceso de membrana se utiliza microfiltración o ultrafiltración antes del proceso más fino de separación de sólidos disueltos (Lee y col., 2009).

El pretratamiento también incluye el uso de sustancias para regular el pH (normalmente ácido sulfúrico para evitar formación de carbonatos en pH alcalino), desinfección con cloro para reducir la formación de biopelículas en las membranas y el uso de antiincrustantes –sustancias que reaccionan con el calcio, magnesio y sílice evitando que se formen precipitados-. Hay que tener en cuenta que si se usa cloro para eliminar bacterias y mejorar el desempeño de filtración -previa o para desalinización-, es necesario eliminarlo con bisulfito de sodio antes de que pase por las membranas cuando son poliméricas; en el caso de membranas cerámicas normalmente no es necesaria esta eliminación del cloro (Brehant y col., 2002).

Cuando en ocasiones la calidad de la toma de agua es buena, el pre tratamiento necesario es mínimo. Regularmente se aplica como pre tratamiento:

- Dosificación de hipoclorito sódico.
- Dosificación de coagulante.
- Filtración sobre arena.
- Bombeo del agua de mar filtrada.
- Dosificación de ácido sulfúrico.
- Adición de dispersante.
- Dosificación de bisulfito sódico.
- Filtros de cartuchos.

Dosificación de hipoclorito sódico: Dicho compuesto nos permite eliminar la actividad biológica, se puede emplear en agua de mar a una dosis de 2 mg/L como cloro activo. Se aplica por medio de una dosificadora.

Dosificación de coagulante: Puede en ocasiones no usarse, depende mucho del valor de SDI, en ocasiones no habrá coagulación. Sin embargo debido en muchos diseños de plantas desaladoras se considera conveniente la instalación de un equipo dosificador de coagulante inorgánico asumiendo una dosis de 5 mg/L de FeCl_3 .

Filtración sobre arena: El agua de mar, una vez clorada y floculada (si procede) es filtrada a través de filtros de gravedad construidos en hormigón. Un ejemplo del lecho es construido de arena silíceo, con una altura de la capa filtrante de 1 metro, para cada diseño se deberá de calcular la velocidad de filtración. Conforme pasa el tiempo y de acuerdo a su uso, el filtro de arena se irá saturando y aumentaran las pérdidas de carga dentro de él, siendo necesario realizar periódicamente el lavado del lecho filtrante. Los lavados se pueden realizar mediante la técnica combinada de aire agua, utilizando agua de mar filtrada.

Bombeo de agua filtrada: El agua filtrada es bombeada a un depósito donde a continuación se dosificara ácido sulfúrico para corregir valores de pH.

Dosificación de ácido sulfúrico: Cuando el pH del agua es de 6.8 – 6.9 no será necesaria la dosificación de ácido sulfúrico, en caso de que no se cumpla con el valor de pH, se considerara una dosis que permita cumplir con el valor de pH que indique la norma de acuerdo al uso que se le dé al agua.

Adición de dispersante o antiincrustante: La función de los antiincrustantes es la de mejorar la solubilidad de algunas sales y prevenir su precipitación (uno de los factores limitantes de la conversión de las desaladoras). Se pueden considerar un polímero orgánico como dispersante; hexametáfosfato sódico siendo la dosificación de 1 mg/L suficiente.

Dosificación de bisulfito sódico: Debido a la posible cloración del agua de mar, el agua filtrada contendrá cloro libre residual a unos niveles de aproximadamente 0,5 mg/L, siendo precisa su reducción total ya que dicho oxidante degrada irreversiblemente las membranas de poliamida. Para conseguir dicha reducción se puede dosificar bisulfito sódico, siendo la dosis de diseño en la mayoría de los casos de 5 mg/L.

Filtros de cartuchos: El agua pre tratada y debidamente acondicionada pasa a través de filtros de cartuchos de carbón activado horizontales, el carbón activado tiene la capacidad de eliminar: plaguicidas, herbicidas, tricloroetileno, olor y sabor.

De manera general, el pretratamiento convencional consiste en la adición de ácido, coagulante o floculante, desinfectante, anti incrustante y una filtración con arena y/o cartucho. La adición de ácido es para regular el pH y aumentar la solubilidad del carbonato de calcio y reducir el problema de incrustaciones. El coagulante/floculante (un catión y/o un polímero) ayuda al agrupamiento de materia suspendida y coloides para formar partículas grandes que se pueden remover con un filtro de arena y se asegura la remoción con un filtro de cartucho. Los antincrustantes se pueden agregar antes o después de la filtración con arena y/o cartucho. La desinfección para evitar el crecimiento microbiano se puede hacer con un fuerte oxidante como cloro u ozono.

II.8.1 El pretratamiento con membrana.

Consiste en la eliminación de todas las partículas suspendidas (coloidales) posibles pasando la solución salina o salobre por una o varias membranas con porosidad que puede ir desde MF hasta NF. Normalmente debe ir acompañado del uso de agentes para desinfección y agentes anti incrustantes.

Los pretratamientos por MF, UF y/o NF han probado ser más eficientes que un pretratamiento convencional. Debido a que se puede obtener una alimentación de calidad constante a la OI, a pesar de variación en la calidad de la solución salina original. Además se tienen menores costos de operación, mejor eliminación de sólidos suspendidos, menor impacto ambiental y mayor flujo de permeado. Pero normalmente involucra un mayor costo de inversión inicial por remplazo de las membranas.

Existen diversos estudios que demuestran la eficiencia del pretratamiento con membranas en particular tipo UF donde en algunos casos se logran valores de SDI menores a 2. En algunos estudios se han comparado MF y UF como pretratamiento, obteniéndose un efluente de mejor calidad para alimentar una membrana de filtración de OI, y no se presenta diferencia significativa en el taponamiento entre ambos tipos de membrana. Se sugiere utilizar la MF cuando existen partículas de tamaño considerable.

La NF también ha sido probada, y a pesar de ser un proceso que involucra la utilización de presión mayor que en el caso de MF o UF, la calidad de su efluente es mucho mayor para la posterior desalinización por OI. Incluso se puede considerar como una primera etapa en la eliminación de sólidos disueltos a menor presión que OI pues existen membranas que también impiden el paso de manera parcial de algunos iones como Sodio. También existe evidencia que al utilizar NF como pretratamiento o primera etapa de desalación, se puede obtener un aumento en la recuperación de agua dulce en la OI de hasta 50% contra un promedio de 35% sin usar N. Normalmente la NF debe ir acompañada de un filtrado por MF o de arena previamente.

La NF con membranas inorgánica como zeolita puede lograr separaciones de sólidos disueltos semejantes a los de membranas orgánicas, aún con diámetros de poro mayores debido a interacción iónica de la zeolita con los iones, es decir un proceso parecido a ED.

La principal desventaja de los pretratamientos con membranas, adicional a los costos de instalación, es el mismo taponamiento de las membranas de pretratamiento, en especial en el caso de membranas poliméricas y la necesidad de limpiezas adicionales a las de la membrana principal.

II.8.2 El pretratamiento mixto

Consiste en el uso de membranas para remover sólidos suspendidos, mejorando el desempeño con la adición de algún agente químico coagulante. Estos pretratamientos son básicamente pretratamientos con membranas pero donde además de los aditivos necesarios (desinfectante, químicos para eliminar cloro y antiincrustantes) se utiliza algún sistema de coagulación para mejorar el desempeño de la membrana y reducir el taponamiento o la incrustación salina.

Normalmente se utiliza cloruro férrico como coagulante, en una concentración mucho menor que en un pretratamiento convencional y se recomienda más para procesos por MF o UF, y en menor medida para NF. Se debe tener cuidado en la dosis y los aditivos, pues por ejemplo a ciertas concentraciones de cloruro férrico se puede formar un precipitado con el antiincrustante que produce por sí mismo taponamiento (Brehant, y col., 2002)

Pearce, demostró que con los pretratamientos mixtos de UF y coagulación con cloruro férrico se pueden lograr valores de SDI incluso menores a 1.8. Y en temporadas donde hay mucha materia orgánica en el agua de mar (crecimiento de algas) se pueden llegar a valores de SDI menores a 3 con el pretratamiento mixto, a diferencia de pretratamiento convencional donde con este tipo de agua no se puede lograr una solución que se pueda someter a OI. (Pearce y col., 2004).

III. HIPOTESIS

La implementación de técnicas de pretratamiento de agua de mar son procedimientos que pueden optimizar la desalinización de agua de mar.

IV. OBJETIVO

IV.1 General

Implementar una técnica durante el pretratamiento de agua de mar y evaluar la ultrafiltración y coagulación – floculación, como etapas previas a la desalinización de agua de mar.

IV.2 Específicos

- Caracterizar la calidad de agua de mar empleada en este estudio, mediante un análisis fisicoquímico y microbiológico.
- Implementar una técnica (SDI, índice de densidad de lodos finos) para determinar si la calidad de agua de mar debe ser sometida a un pretratamiento.
- Evaluar las técnicas de pretratamiento aplicadas en el agua de mar: ultrafiltración y coagulación-floculación, para disminuir compuestos no deseables en el proceso de desalinización.

V. METODOLOGÍA

V.1 Materiales.

- Determinación de índice de densidad de lodos (SDI):

Equipo de SDI

Filtros de la marca Millipore de diámetro 47 mm y tamaño de poros de 0.45 μm .

Porta filtro de 47 mm de diámetro con junta y una rejilla de repuesto portafiltros.

Membranas para análisis de SDI

Pinzas de tres dedos

2 Matraces de 500 mL

1 Piceta

1 Cronómetro.

Termómetro

- Determinación de turbidez:

Turbidímetro HACH 2100 Q

1 Vaso de precipitados de 100 ml

Frascos de vidrio

1 Paño

Agua destilada

Muestras de agua de mar sin tratamientos

Muestras de agua de mar tratadas

Silicona para limpieza de frascos de vidrio

- Pretratamiento físico:

Membrana cerámica 0.2 micras con plata incorporada.

Dos contenedores de 1 litro, con graduación en mL

Cronómetro

Agua de mar

- Tratamiento químico:

Aparato de Jarras (agitadores e iluminador de flóculos).

Probetas.

6 vasos de precipitados de 1L.

Garrafa de 20 L

Matraces aforados de 100 mL.

1 Termómetro 0- 100°C.

Pipetas

Sulfato de aluminio

Cloruro férrico

Ácido sulfúrico

Agua destilada

- Determinación de sólidos suspendidos totales:

Crisol Gooch de poro fino con adaptador de hule para el equipo de filtración

Desecador, provisto de un desecante con indicador colorido de humedad.

Matraz Kitazato de 1 L

Filtro de fibra de vidrio de tamaño adecuado al crisol Gooch utilizado con una porosidad de 2 μm o menor

Pinzas para crisol

Bomba de vacío

Estufa eléctrica, para operar de 103°C a 105°C

Balanza analítica con precisión de 0,1 mg

Mufla eléctrica para operar a 500°C \pm 50°C

Guantes para protección al calor

Agua destilada

Agua de mar sin tratamiento de los diferentes puntos de muestreo

Agua de mar tratada

- Determinación de demanda química de oxígeno:

Ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4)

Dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$)

Sulfato mercúrico ($HgSO_4$)

Sulfato de plata (Ag_2SO_4)

Biftalato de potasio patrón primario ($HOCC_6H_4COOK$)

Sulfato ferroso amoniacal hexahidratado ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$)

1,10 fenantrolina ($C_{12}H_8N_2$)

Sulfato ferroso heptahidratado ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$)

Preparación de soluciones:

- ✓ Disolución estándar de biftalato de potasio (1 mL = 1 mg de DQO). Se molieron los granos y secaron a $120^\circ C$. Se pesó aproximadamente y con precisión 0,851 g de biftalato de potasio, se disolvió y se aforó a 1 L.
- ✓ Disolución de sulfato de plata en ácido sulfúrico. Se pesó aproximadamente y con precisión 15 g de sulfato de plata y se disolvió en 1 L de ácido sulfúrico concentrado. El sulfato de plata requirió un tiempo aproximado de dos días para su completa disolución. La disolución se mantuvo en la obscuridad para evitar su descomposición.
- ✓ Disolución de digestión A (alta concentración). Se pesó aproximadamente y con precisión 10,216 g de dicromato de potasio, se añadieron 500 mL de agua y 167 mL de ácido sulfúrico concentrado y aproximadamente 33,3 g de sulfato mercúrico. Se disolvió y enfrió a temperatura ambiente. Finalmente se aforó a 1 L con agua.
- ✓ Disolución estándar de dicromato de potasio (para concentraciones altas), (0,041 7 M). Se pesó aproximadamente y con precisión 12,259 g de dicromato de potasio previamente secado durante 2 h a $105^\circ C \pm 1^\circ C$, se disolvió y aforó a 1 L con agua.
- ✓ Disolución de sulfato ferroso amoniacal (0,25 M); se disolvió en aproximadamente 800 mL de agua aproximadamente 98,0 g de sulfato ferroso amoniacal hexahidratado, se agregó cuidadosamente 20 mL de ácido sulfúrico concentrado, se enfrió, y se llevó a 1 L con agua y se homogeneizó.

- ✓ Normalización de la disolución de sulfato ferroso amoniacal (0,25 M). Se tomó una alícuota de 10 mL de la disolución estándar de dicromato de potasio 0,041 7 M. Se diluyó con agua hasta 100 mL, se agregó cuidadosamente 30 mL de ácido sulfúrico concentrado se homogenizó, se enfrió y se valoró con la disolución de sulfato ferroso amoniacal 0,25 M, utilizando 3 gotas de 1,10-fenantrolina como indicador, hasta el cambio de color de azul verdoso a café rojizo.
- ✓ Disolución indicadora de 1,10-fenantrolina. Se pesó aproximadamente y con precisión 1,485 g de 1,10-fenantrolina y aproximadamente 0,695 g de sulfato ferroso heptahidratado, diluyo y aforo a 100 mL con agua.

V.2 Métodos.

La metodología se desarrolló con base a las siguientes actividades que se describen a continuación (Bonilla y col., 2011):

V.2.1 Elección del sitio para realizar este estudio.



Figura 4. Macro localización del proyecto en el estado de Guerrero, México.

El proyecto tuvo lugar en el litoral del pacifico en la porción costera del área urbana de Ixtapa – Zihuatanejo (Figura 4).

Dado que la costa del estado de Guerrero presenta alto crecimiento turístico, por tener dos polos turísticos que son Acapulco e Ixtapa, se contempla que en el futuro se necesiten nuevas fuentes para satisfacer la demanda de agua para servicios. La bahía el Potosí está situada a 15 km de Ixtapa y tiene una extensión de aproximadamente 10 km. A pesar de su cercanía a la zona turística la bahía cuenta con playas limpias, está casi inhabitada y es de fácil acceso, lo que la hace potencialmente atractiva para nuevos desarrollos de abastecimiento de agua (desaladoras) (Figura 5).



Figura 5. Bahía El Potosí.

Datos generales de los sitios de muestreo:

El promedio de la temperatura es de 26.6°C y la temperatura más baja registrada en los últimos 40 años es de 25.3°C, la más caliente alrededor de los 30°C a partir del 2000 se han comenzado a registrar temperaturas mayores a los 32°C, los meses más calientes son en la temporada de lluvias de mayo a septiembre. En la región los vientos predominantes provienen en un 45% del suroeste, 38% del sureste, 10% del noreste y 7% del sur.

Presenta lluvias de verano y más del 5% en la época invernal, sus valores son de 175 a 250 mm en la época de lluviosa y de 50 a 75 mm en la época de estío y de 30 a 50 días con lluvia (SEGOB, 2007).

V.2.2 Muestreo de agua de mar.

Se evaluó la calidad del agua de mar en un punto llamado Playa Blanca ($17^{\circ}34'45''$ N y $101^{\circ}27'97''$ O) en la región Pacífico tropical y localizado en la bahía El Potosí, municipio de José Azueta, Guerrero. Se seleccionó este punto por ser una región donde se puede instalar una planta de desalinización por su potencial de explotación turística, por su carencia de infraestructura para distribución de agua potable y porque este sitio no tiene manifestaciones de impacto antropogénico.

El muestreo se hizo durante un año en diferentes temporadas (Julio 2009-Junio 2010) y basándose en el punto indicado se realizó un muestreo compuesto en diferentes puntos de esta zona, ubicados sobre la costa del Océano Pacífico. El muestreo para análisis fisicoquímico se realizó en base a la NOM-014-SSA1-1993. Para las muestras de análisis bacteriológico se siguieron los lineamientos de la NMX-AA-120-SCFI-2006.

De este modo se obtuvo un perfil temporal de la zona a lo largo de un año. Las muestras compuestas se tomaron a lo largo de la bahía, en puntos separados a una distancia de 5 km al norte y 5 km al sur del punto con coordenadas indicadas en los párrafos anteriores, con lo que se obtuvo un perfil espacial de la bahía (Figura 6).

Posteriormente se realizó un muestreo a 40 km al norte y 40 km al sur, correspondiendo a zonas de mar abierto. Estos lugares se identifican como Troncones (con coordenadas $17^{\circ}47.000'N-101^{\circ}43.730'O$) y El Calvario (con coordenadas $17^{\circ}23.080'N-101^{\circ}09.644'O$) (Figura 7).

La ubicación georeferenciada se realizó mediante un Receptor GPS Garmin eTrex H portátil, cuenta con una frecuencia de actualización de 1/segundo, contigua, y una precisión GPS: < 10 metros (33 pies).



Figura 6. Localización de la zona de estudio y distribución espacial del muestreo de agua de mar (Playa Blanca, bahía El Potosí).



Figura 7. Localización de la zona de estudio y distribución espacial del muestreo de agua de mar (Troncones-Playa Blanca-El Calvario).

V.2.3 Caracterización de agua de mar.

El muestreo se realizó con base a la NOM-014-SSA1-1993. Los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que se le analizaron a las muestras se hicieron en base a la normatividad mexicana vigente y las técnicas seguidas de acuerdo a las normas oficiales mexicanas (Cuadro 7).

Para todas las muestras se hicieron determinaciones en campo de pH, temperatura, oxígeno disuelto y conductividad. Para ello se empleó un medidor multiparamétrico portátil marca Hanna modelo HI 9828 con cuatro sensores o electrodos para determinación de pH, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura.

La caracterización química y microbiológica del agua de mar se basó en las normas oficiales mexicanas. Cabe destacar, que la determinación de cationes y aniones de agua de mar corresponde al análisis de los principales componentes de agua de mar que son: cloruros, sodio, potasio, magnesio, calcio, y sulfatos; junto con la determinación de sólidos disueltos totales.

La espectrofotometría de absorción atómica para los metales se realizó en un espectrofotómetro marca Perkin Elmer modelo AANalyst 200. La espectrofotometría UV-Visible se hizo en un espectrofotómetro Perkin Elmer modelo Lambda2. Para la gravimetría y preparación de muestras patrón se usó una balanza analítica marca Sartorius. La conductividad y el pH fueron determinados en un potenciómetro marca Conductronic.

El equipo de SDI y el turbidímetro fueron empleados en campo y en el laboratorio, ya que nos permitió caracterizar el agua de mar antes y después de los pretratamientos.

Cuadro 7. Normatividad y técnica empleada para los distintos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

Análisis	Norma oficial mexicana	Método en el que se basa
Calcio	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Magnesio	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Potasio	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Sodio	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Cloruros	NMX-AA-073-SCFI-2001	Titulación
Fluoruro	NMX-AA-077-SCFI-2001	Espectofotometría UV-V
Dureza total	NMX-AA-072-SCFI-2001	Titulación
Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001	Titulación
Carbonatos y bicarbonatos	NMX-AA-036-SCFI-2001	Titulación
Oxígeno Disuelto	NMX-AA-012-SCFI-2001	Titulación
Sílice	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Sulfatos	NMX-AA-074-1981	Titulación
Nitratos	NMX-AA-079-SCFI-2001	Espectofotometría UV-V
Nitritos	NMX-AA-099-SCFI-2006	Espectofotometría UV-V
Sólidos disueltos totales	NMX-AA-034-SCFI-2001	Gravimetría
Color	NMX-AA-017-1980	Espectofotometría
Coliformes totales y fecales	NOM-112-SSA-1994	Número más probable
Conductividad eléctrica	NMX-AA-093-SCFI-2000	Potenciometría
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000	Potenciometría
Arsénico	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Cadmio	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Cobre	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Cromo	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Hierro	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Manganeso	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Mercurio	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Niquel	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
Plomo	NMX-AA-051-SCFI-2001	Espectofotometría AA
SAAM	NMX-AA-039-SCFI-2001	Espectofotometría UV-V
Fenoles	NMX-AA-050-SCFI-2001	Espectofotometría UV-V
Nitrógeno amoniacal	NMX-AA-026-SCFI-2001	Titulación
Fósforo total	NMX-AA-029-SCFI-2001	Espectofotometría UV-V
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001	Titulación
Oxígeno disuelto	NMX-AA-012-SCFI-2001	Titulación
Grasas y aceites	NMX-AA-005-SCFI-2000	Gravimetría

V.2.4 Determinación de SDI.

La determinación de SDI se estudió en los diferentes puntos de muestreo, este parámetro se realizó antes y después de las técnicas de pretratamiento aplicadas al agua de mar. Se determinó Índice de Densidad de Lodos, o SDI (Silt Density Index, por sus siglas en inglés), que permitió predecir el comportamiento en el proceso de desmineralización con membranas. El SDI se determinó de acuerdo a la norma ASTM D4189 - 07 con un equipo de SDI de la empresa Applied Membranes Inc., que consta de una bomba, regulador de presión de salida, manómetro, regulador de alimentación al filtro, y portafiltro (Figura 8). Para esta prueba se utilizan filtros de la marca Millipore de diámetro 47 mm y tamaño de poros de 0.45 μm .



Figura 8. Equipo para determinación SDI

V.2.4.1 Procedimiento:

- Se colocó un disco filtrante Millipore de 0,4 μ (triacetato de celulosa) en el portafiltros.
- Se purgó el aire dentro del filtro abriendo y cerrando la válvula esférica. Luego cerrar la válvula y ajustar los tornillos del portafiltros. Verificando que la válvula autorreguladora muestre 30 psi (2 bar).

- Se abrió la válvula esférica, y con un cronómetro se midió inmediatamente el tiempo requerido para coleccionar 500 mL de agua filtrada. Este tiempo (minutos) lo llamamos T_i .
- A los 5 minutos de iniciada la prueba, se midió el tiempo requerido para coleccionar 500 ml de agua filtrada. Este tiempo lo llamamos T_{f5} .
- A los 10 minutos de iniciada la prueba, se midió el tiempo requerido para coleccionar 500 ml de agua filtrada. Este tiempo lo llamamos T_{f10} .
- A los 15 minutos de iniciada la prueba, se midió el tiempo requerido para coleccionar 500 ml de agua filtrada. Este tiempo lo llamamos T_{f15} .

El SDI se calculó por medio de la siguiente fórmula:

$$SDI_{15} = (1 - t_1/t_2)100/ T$$

Donde t_1 es el tiempo inicial que tardaron los 500 mL en pasar por el filtro y t_2 es el tiempo en que fluyeron los 500 mL después del tiempo T transcurrido (15 minutos) entre cada medición. (Figura 9).

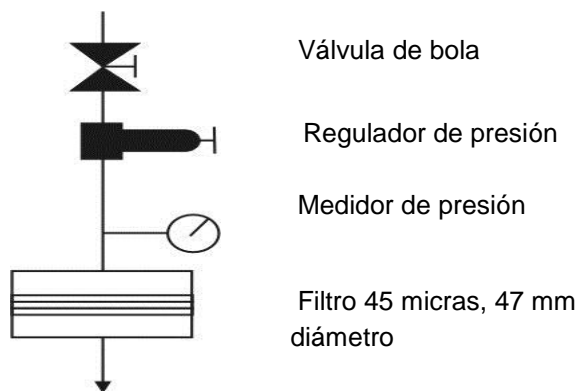


Figura 9. Esquema del equipo utilizado para determinación de SDI.

V.2.5 Determinación de turbidez.

La determinación de turbidez se realizó con un turbidímetro marca HACH modelo 2100Q, el método del equipo es la determinación turbidimétrica en relación entre una señal primaria nefelométrica de luz dispersa (90°) y la señal de luz dispersa transmitida, tienen una exactitud $\pm 2\%$ de la lectura más la luz difusa en el intervalo

0 – 1000 NTU (Figura 10). Este equipo se calibró con soluciones estándar de 20, 100, 800 NTU.



Figura 10. Equipo para determinación de turbidez.

V.2.5.1 Procedimiento:

- Se encendió el equipo.
- Se colocaron las muestras de agua en los frascos de vidrio.
- Se limpiaron los frascos con la silicona y con el paño para evitar lecturas erróneas.
- Se introdujo una de las muestras al área de lectura del equipo.
- Se pulsó medición.
- La pantalla mostró el resultado.

V.2.6 Implementación de un sistema de pre tratamientos.

Para la posible desalinización del agua de mar, se realizó la instalación de un sistema de pre tratamiento. El montaje experimental para los pretratamientos de agua de mar propuesto fue similar a la Figura 11.

Se consideró aplicar dos diferentes procedimientos:

- Físico: filtración por medio de un reactor a membrana.
- Químico: distintas pruebas de coagulación- floculación.

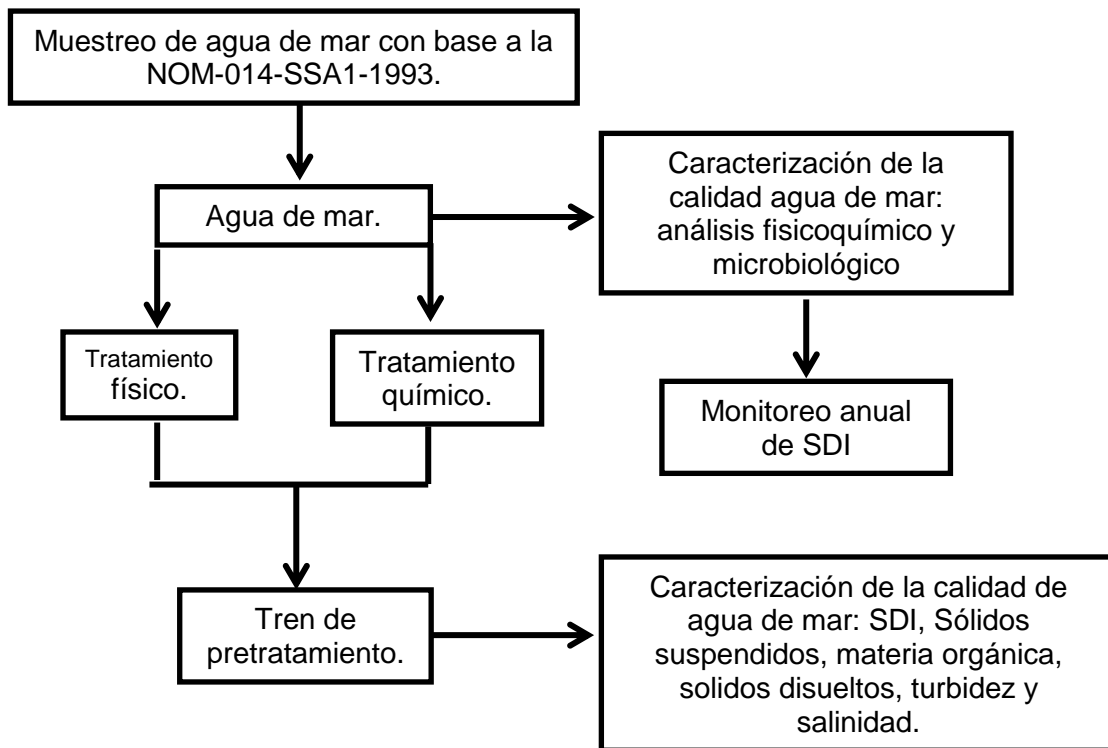


Figura 11. Descripción del montaje experimental propuesto para el sistema de pretratamiento aplicado al agua de mar.

V.2.6.1 Pre tratamiento físico:

Se montó un reactor a membrana donde se consideraron flujos y calidad de agua obtenida. La membrana cerámica tiene una porosidad de 0.2 micras (0.0002 mm) y con plata incorporada, por lo tanto deberá retener todas las partículas en suspensión, todo tipo de bacterias y parásitos.

V.2.6.1.1 Procedimiento.

Se colocó la membrana en uno de los contenedores el cual está perforado de tal manera que permitió conectarse con el otro contenedor que fue la salida del agua filtrada por gravedad (Figura 12). El reactor funcionó por gravedad, la entrada de agua fue constante, se midieron los volúmenes cada 30 minutos para obtener flujos durante 6 horas, las muestras de agua colectadas cada hora fueron analizadas para evaluar la calidad de agua obtenida a distintos tiempos, así como el funcionamiento de dicha membrana.

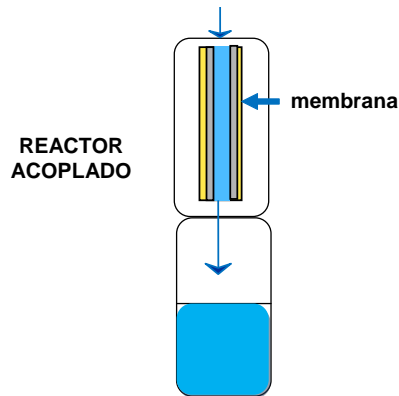


Figura 12. Esquema del reactor a membrana.

V.2.6.2 Aplicación de tratamiento químico. Prueba de jarras (fenómeno de coagulación – floculación).

Para aplicar el tratamiento químico se utilizó un agitador de propelas planas o prueba de jarras marca Temsa, modelo JTR 1011 con control digital programable (Figura 13).



Figura 13. Agitador de propelas JTR 1011

V.2.6.2.1 Procedimiento.

Este procedimiento se realizó para los distintos coagulantes probados, el procedimiento fue el siguiente:

- Se colocó en cada vaso de 500 mL de la muestra de agua bien homogenizada, mismos que se colocaron en el aparato de Jarras.
- Se anotó la cantidad de coagulante que se añadió a cada vaso. Esta cantidad varió de vaso a vaso.
- Se añadió el coagulante en cantidades crecientes en vasos sucesivos. Por ejemplo; 5, 10, 20, 40, 60 y 80 mg/L.
- Se encendió el agitador por un minuto a una velocidad de 60 a 100 rpm.
- Se redujo la velocidad a 30 rpm. Durante 15 o 20 min.
- Se anotó el tiempo que tardaron en formarse los primeros flóculos visibles para cada vaso.
- Se observó que tan bien resiste este, algo de agitación sin fragmentarse.
- Una vez que transcurrió el periodo de agitación, se detuvo el agitador y se anotó el tiempo transcurrido en que el flóculo se sedimentó en el fondo del vaso.
- Después de la floculación, se dejó sedimentar por 30 min, se determinó el color y la turbiedad del sobrenadante (el líquido por encima de los floculos).
- Se anotó la dosis, tiempo, y velocidad de mezclado, pH, características del crecimiento de los flóculos y análisis del sobrenadante.
- Después de que el flóculo se asentó en el fondo durante 30 min, se filtró el sobrenadante a través de un papel filtro.
- Se filtraron otros 100 a 150 mL de muestra.
- Se determinó la turbiedad, pH, color, de cada vaso, cuidando de no re suspender las partículas del sedimento de la muestra.
- El vaso que proporcionó los mejores resultados indicó la dosis adecuada de coagulante para la planta en cuestión.

Se determinó la dosis efectiva donde se obtuvieron los mejores resultados.

A cada una de las pruebas se le determinó sólidos suspendidos y a la mejor dosis efectiva que además tuviera una disminución de sólidos suspendidos considerable se evaluó la disminución de materia orgánica (DQO).

V.2.7 Sólidos suspendidos.

El principio de este método se basa en la medición cuantitativa de los sólidos y sales disueltas así como la cantidad de materia orgánica contenidos en aguas naturales y residuales, mediante la evaporación y calcinación de la muestra filtrada o no, en su caso, a temperaturas específicas, en donde los residuos son pesados y sirven de base para el cálculo del contenido de estos.

V.2.7.1 Procedimiento:

V.2.7.1.1 Preparación de crisoles Gooch.

- Se introdujo el filtro de fibra de vidrio en el crisol con la cara rugosa hacia arriba, se mojó el filtro con agua para asegurar que su adhesión al fondo del crisol.
- Los crisoles se introdujeron a la mufla a una temperatura de $550^{\circ}\text{C}\pm 50^{\circ}\text{C}$, durante 20 min como mínimo. Después de este tiempo se transfirieron a la estufa a $103^{\circ}\text{C} - 105^{\circ}\text{C}$ aproximadamente 20 min.
- Se sacaron y enfriaron a temperatura ambiente dentro de un desecador.
- Se pesaron los crisoles y se repitió el ciclo hasta alcanzar el peso constante, el cual se obtuvo hasta que no hubo una variación en el peso mayor a 0,5 mg. Se registró como G3.

V.2.7.1.2 Preparación de la muestra.

Se sacaron las muestras del sistema de refrigeración para permitir que alcancen la temperatura ambiente. Posteriormente se agitaron las muestras para asegurar la homogeneización de la muestra.

V.2.7.1.3 Determinación de los sólidos suspendidos.

- Se midió en una probeta, un volumen adecuado de la cantidad seleccionada de muestra previamente homogeneizada la cual dependió de la concentración esperada de sólidos suspendidos.

- Se filtró la muestra a través del crisol Gooch, se lavó el disco tres veces con 10 mL de agua hasta que el agua se drenó totalmente en cada lavado.
- Se suspendió el vacío y se secó el crisol en la estufa a una temperatura de 103°C a 105°C durante 1 h aproximadamente. A continuación el crisol se secó y se enfrió en un desecador a temperatura ambiente, se determinó su peso hasta alcanzar peso constante, finalmente se registró como peso G4.

Se calculó el contenido de sólidos suspendidos de las muestras como sigue:

$$SS = (G4 - G3) * 1\ 000 / V$$

donde:

- SST son los sólidos suspendidos totales, en mg/L;
- G3 es el peso del crisol con el disco a peso constante, en mg;
- G4 es el peso del crisol con el disco y el residuo seco, en mg, y
- V es el volumen de muestra, en mL.

V.2.8 Determinación de Demanda Química de Oxígeno.

Método de reflujo cerrado / método titulométrico.

V.2.8.1 Procedimiento.

- Se precalentó a 150°C el digestor de DQO.
- Se colocó en los tubos de reacción 1.5 mL de la disolución de digestión A o B.
- Se tomó cuidadosamente 2.5 mL de muestra previamente homogeneizada dentro de los tubos de reacción. Se cerró inmediatamente para evitar que se escaparan los vapores.
- Suavemente se invirtieron los tubos varias veces destapando después de cada inversión para liberar la presión.
- Se añadieron cuidadosamente 3.5 mL de la disolución de digestión respectiva.
- Se colocaron 2.5 mL de agua en un tubo para la determinación del blanco de reactivos.
- Se colocaron todos los tubos en el digestor previamente calentado a 150°C y se reflujo por 2 h.

- Se retiraron los tubos del digestor, se enfriaron a temperatura ambiente.
- A continuación se cuantifico por titulación de la siguiente manera:
 - A) Se agregaron 3 gotas de disolución Indicadora de 1,10 fenantrolina como indicador, se tituló con la disolución de sulfato ferroso amoniacal 0.25 M. Se tomó como punto final el primer cambio de color de azul verdoso a café rojizo.
 - B) Simultáneamente se llevó un testigo preparado con agua y todos los reactivos que se usaron en el procedimiento.

Cálculos: la demanda química de oxígeno, expresada en mg O₂ /L, se calcula con la siguiente ecuación:

$$DQO = \frac{V_1 - V_2 \times M \times 8\ 000}{V_3}$$

donde,

V₁ es el volumen en mL de la disolución de sulfato ferroso amoniacal requerido para la valoración del testigo;

V₂ es el volumen en mL de la disolución de sulfato ferroso amoniacal requerido para la valoración de la muestra;

V₃ es el volumen en mL de la muestra, y

M es la molaridad de la disolución de sulfato ferroso amoniacal utilizada en la determinación.

VI. RESULTADOS

VI.1 Caracterización de agua de mar de la bahía el Potosí.

El muestreo se realizó en la bahía El Potosí, Guerrero tomando como punto central Playa Blanca, con coordenadas georeferenciadas $17^{\circ}34'45.08''\text{N}$ - $101^{\circ}27'21.97''\text{O}$. (Figura 14).



Figura. 14. Playa Blanca, Guerrero.

Los resultados presentados corresponden al estudio de un año (julio 2009-junio 2010) en una zona delimitada con una distribución espacial de 5 Km, dentro de la misma bahía (Pérez y col., 2011).

También se presentan los resultados de una zona delimitada a una distancia total de 80 Km, del punto mencionado entre Troncones y El Calvario, manteniendo como punto central Playa Blanca. Estos puntos muestreados corresponden a zonas de mar abierto.

Los resultados de la medición de parámetros de campo determinados in situ indican que no hay gran diferencia entre las diferentes épocas del año, excepto la temperatura en verano que fue la más alta. Estos valores se muestran en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Valores de parámetros de campo de agua de mar de la bahía el Potosí a lo largo de un año, promedio y error estándar de 10 mediciones por temporada.

Parámetro	Verano 2009	Otoño 2009	Invierno 2009-2010	Primavera 2010	Promedio
Temperatura (°C)	27.5 ± 0.35	20.1 ± 0.28	19.6 ± 0.25	21.5 ± 0.26	22.2 ± 3.20
Conductividad eléctrica (mS/cm)	46.0 ± 5.49	57.7 ± 6.89	58.4 ± 6.97	57.7 ± 5.84	54.9 ± 8.04
pH	8.37 ± 0.21	7.95 ± 0.20	8.35 ± 0.21	7.88 ± 0.20	8.1 ± 0.49
Oxígeno disuelto (ppm)	4.35 ± 2.11	6.36 ± 3.09	7.15 ± 3.48	7.93 ± 3.86	6.4 ± 5.04

El muestreo comparativo en una extensión de 80 km longitudinales a la costa entre los puntos de Troncones (con coordenadas 17°47.000'N-101°43.730'O) y El Calvario (con coordenadas 17°23.080'N-101°09.644'O) realizado en otoño de 2009 indican que al compararlos con los promedios de bahía el Potosí no hay variaciones significativas. Los valores de muestras compuestas para cada temporada (formadas por 10 muestras individuales) se presentan en el Cuadro 9.

Los datos presentados indican que no hay valores significativos de detergentes (SAAM) ni coliformes totales por lo que se asume que no hay perturbación antropogénica en la zona de estudio y podría entrar en la categoría de playas limpias de acuerdo a la norma NMX-AA-120-SCFI-2006, aunque restaría hacer la caracterización completa para determinar el cumplimiento de esta norma en la zona de estudio.

Con respecto a los resultados de los parámetros de campo, se analizaron tres puntos específicos en una zona de muestreo de 80 km para evaluar la variación entre la bahía el Potosí y dos zonas de mar abierto.

Cuadro 9. Análisis fisicoquímicos y microbiológicos de agua de mar de la bahía El Potosí a lo largo de un año, análisis de una muestra compuesta para cada temporada.

Parámetro	Verano 2009	Otoño 2009	Invierno 2009/2010	Primavera 2010	Media
Alcalinidad (mg/L)	155.0	132.9	262.8	276.4	206.8
Bicarbonatos (meq/L)	2.193	1.951	1.137	2.144	1.857
Carbonatos (mg/L)	0.954	1.271	0.861	0.953	1.010
Dureza (mg CaCO ₃ /L)	5,456.9	6,343.7	4,534.2	7,165.6	5,875.1
Calcio (mg/L)	367.50	526.71	379.94	248.00	380.54
Cloruros (mg/L)	15,212	16,624	15,789	14,927	15,637
Fluoruros (mg/L)	2.57	1.48	0.63	0.70	1.35
Magnesio (mg/L)	1,473.7	311.5	1,485.9	1,708.3	1,244.9
Potasio (mg/L)	769.6	1,062.2	1,747.9	1,304.4	1,221.0
Sodio (mg/L)	14,881.2	17,079.9	13,670.8	15,052.3	15,171.1
Sulfatos (mg/L)	2,594.0	2,876.9	2,693.8	2,765.8	2,732.6
Sílice (mg/L)	<0.1611	<0.1784	<0.1594	<0.1356	<0.1586
Sólidos disueltos totales (mg/L)	34,744	37,275	35,861	38,183	36,516
DQO (mg/L)	2,476.2	552.2	1,386.6	1,468.9	1,471.0
Fenoles (mg/L)	<0.0109	<0.0107	<0.0107	<0.0273	<0.0149
Detergentes SAAM (mg/L)	0.241	0.063	<0.027	0.120	0.140
Nitratos (mg/L)	<0.0077	<0.0852	<0.0663	<0.0663	<0.0852
Coliformes totales (NMP/100ml)	ND*	ND	ND	ND	ND
Coliformes fecales (NMP/100ml)	ND	ND	ND	ND	ND
Mesofílicos aerobios(UFC/ml)	13	25	5	2	11.25

*N.D. – No Detectable

En el Cuadro 10 se presenta la media con su error estándar de los resultados correspondientes a 10 muestras individuales. Se puede apreciar que tampoco hubo diferencia significativa para estos parámetros excepto para el pH que en la zona de la bahía El Potosí fue más alto que en los otros dos puntos que son zonas de mar abierto.

Para el análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de laboratorio de las muestras en la zona de estudio (Troncones-bahía El Potosí- El Calvario) se hizo una muestra compuesta por cada zona, de diferentes puntos recolectados en otoño de 2009.

Cuadro 10. Valores de parámetros de campo en zona muestreada (80 km de extensión) en otoño 2009 promedio para 10 muestras por área de estudio.

Parámetro	Troncones	Bahía El Potosí	El Calvario	Promedio
Temperatura (°C)	19.6 ± 0.72	20.1 ± 0.51	18.5 ± 0.69	19.4 ± 1.50
Conductividad eléctrica (mS/cm)	58.4 ± 7.12	57.7 ± 6.89	59.3 ± 6.87	58.5 ± 7.11
Potencial Hidrógeno	7.35 ± 0.27	7.95 ± 0.20	7.30 ± 0.23	7.53 ± 0.64
Oxígeno Disuelto (ppm)	6.45 ± 3.32	6.36 ± 3.09	6.92 ± 4.22	6.58 ± 3.71

En los resultados se muestra gran homogeneidad a pesar de que Troncones y El Calvario son zonas de mar abierto. Estos valores se comparan con la norma oficial NOM-127-SSA1-1994 y se muestran en el Cuadro 11.

Los valores de la tabla anterior muestran que no existe gran diferencia entre el agua de mar de la bahía El Potosí comparada con los otros dos puntos de mar abierto.

El análisis de varios metales pesados se muestra en el Cuadro 12 donde se comparó con la norma oficial NOM-127-SSA-1994. Los valores presentados corresponden a muestras compuestas formadas por 10 muestras individuales.

Cuadro 11. Comparación de análisis fisicoquímico y microbiológico de agua de mar en la zona muestreada (extensión 80 km) para otoño 2009, valores de una muestra compuesta para cada zona de estudio.

Parámetro	Troncones	Playa Blanca	El Calvario	Media	Límite permisible
Alcalinidad (mg/L)	135.2	132.9	134.8	134.3	N.N.**
Bicarbonatos (meq/L)	3.2	2.0	3.0	2.7	N.N.
Color (Pt-Co)	<2.5	<2.5	<2.5	<2.5	20
Calcio (mg/L)	610.2	540.5	649.5	600.1	N.N.
Cloruros (mg/L)	20,332	20,474	20,598	20,468	250.00
Dureza (mg CaCO ₃ /L)	6,300.2	6,343.7	6,447.0	6,363.6	500.00
Fluoruros (mg/L)	1.36	1.59	1.23	1.39	1.50
Grasas y Aceites (mg/L)	13.54	17.56	21.66	17.59	N.N.
Hierro (mg/L)	0.31	0.43	0.30	0.35	0.30
Magnesio (mg/L)	1,477.5	331.2	1,314.5	1,141.1	N.N.
Potasio (mg/L)	842.6	1068.9	845.8	919.1	N.N.
Sílice (mg/L)	<0.1784	<0.1784	<0.1784	<0.1784	N.N.
Sodio (mg/L)	12,955.1	12,941.8	12,132.3	12,676.4	200.00
Sólidos disueltos totales (mg/L)	39,210	38,158	38,843	38,737	1,000.00
Sulfatos (mg/L)	2,689.2	2,800.1	3,299.8	2,929.7	400.00
SAAM (mg/L)	0.1338	0.0628	0.1225	0.1064	0.50
Coliformes totales (NMP/100ml)	N.D.*	N.D.	N.D.	N.D.	2
Coliformes fecales (NMP/100ml)	N.D	N.D	N.D	N.D	Ausencia

*N.D. – No detectable **N.N. No normado

Existen valores de metales que están fuera de la norma para agua potable, que pueden ser de origen natural de acuerdo al tipo de suelo de la zona (Ramírez-Herrera et al, 2007) y que se debe tener en cuenta para el aprovechamiento de agua de mar de la zona.

Cuadro 12. Comparación de los valores de metales pesados de agua de mar en la zona muestreada (extensión 80 km) para otoño 2009.

Parámetro	Troncones (mg/L)	Bahía El Potosí (mg/L)	El Calvario (mg/L)	Límite permisible (mg/L)
Aluminio	< 0.48	< 0.25	< 0.48	0.20
Arsénico	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.05
Cadmio	0.09	0.09	0.09	0.005
Cobre	< 0.03	< 0.04	< 0.03	2.00
Cromo total	0.07	< 0.10	< 0.07	0.05
Hierro	0.31	0.43	0.3	0.30
Manganeso	0.06	0.06	0.06	0.15
Mercurio	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.001
Plomo	0.47	0.47	0.44	0.025

VI.2 Determinación de SDI.

El análisis del índice de densidad de lodos coloidales, SDI₁₅, (a los 15 minutos de filtración) se determinó a 10 muestras tomadas en cada punto, los resultados se muestran en el Cuadro 13, donde se indican los valores tanto temporales como espaciales. Estos valores indican que el agua de mar de la bahía El Potosí durante los meses de noviembre 2009, marzo 2010, junio y octubre 2010 puede entrar a un proceso de desalinización sin necesidad de un pretratamiento fisicoquímico o la utilización de una membrana de ultrafiltración de acuerdo a diferentes autores (Greenlee y col., 2009; Yiantsios y col., 2005; Brehant y col., 2002). Sin embargo para el mes de septiembre la bahía el Potosí, si necesitará de aplicación de pretratamientos en el agua de mar para que pueda ser sometida a un proceso de desalinización.

Cuadro 13. Comparación temporal y espacial de los valores promedios de SDI₁₅.

Punto de muestreo	Valores de SDI				
	Nov-09	Mar-10	Jun-10	Sep-10	Oct-10
Playa Blanca	5.9	5.6	5.4	18.04	5.5
Troncones	5.8	5.7	5.4	18.99	5.6
El Calvario	4.65	4.77	5.0	17.09	4.95

A su vez, en el otoño del 2010 se evaluó en un periodo de seis semanas el valor de SDI para la bahía El potosí, con este monitoreo se encontró que el valor de SDI fue disminuyendo al paso del tiempo esto se puede apreciar gráficamente en la Figura 15.

Lo que indica que el agua de mar al paso de los días poco a poco dejara de requerir pretratamiento para utilizar el agua para un proceso de desalinización, lo que hará más factible en costos este proceso para esta zona.

Durante el tiempo de monitoreo de la bahía también se evaluaron distintos parámetros como son los: solidos suspendidos, turbidez, salinidad, DQO (materia orgánica) y sólidos disueltos totales, dichos parámetros se consideraron para la evaluación de los pretratamientos aplicados, la disminución de ellos fue un punto de partida a concluir que pretratamiento se recomienda para la bahía el potosí (Cuadro 14).

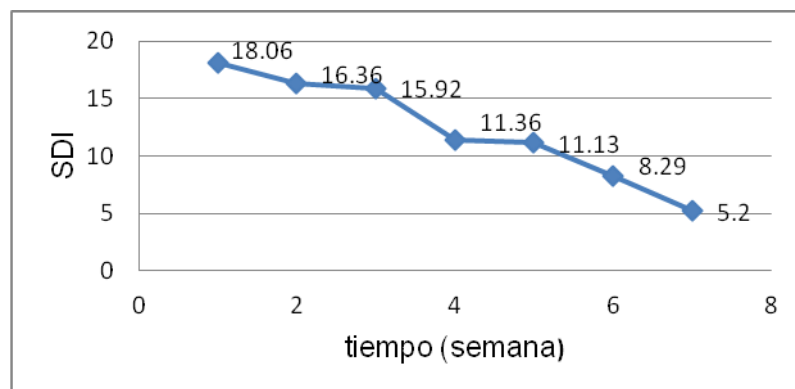


Figura. 15. Variación de SDI en el mes de septiembre 2010.

Los resultados nos confirman que en septiembre y octubre se considerará la aplicación de pretratamientos debido a que el valor de turbidez, de solidos suspendidos y SDT es mayor en esa época del año, estos resultados coinciden con los valores altos de SDI para esa época del año.

Cuadro 14. Monitoreo anual de SS, turbidez, salinidad, DQO y SST en la Bahía El Potosí.

Parámetro	Noviembre 2009	Marzo 2010	Junio 2010	Septiembre 2010	Octubre 2010
Sólidos suspendidos (mg/L)	0.16	0.175	0.256	0.335	0.313
Turbidez (NTU)	0.55	0.59	2.85	13.6	10.3
Salinidad (%)	32.33	31.85	29.14	28.9	27.57
DQO (mg/L)	908.33	912.96	953.53	994.11	899.96
Sólidos disueltos totales (mg/L)	34 744.00	34 295.00	34 861.00	38 183.00	37 516.00

VI.3 Pretratamiento físico.

Este pretatamiento se aplicó a la muestra compuesta de la bahía El Potosí, el reactor a membrana fue suministrado por agua de mar durante 6 horas, cada hora se midió flujo y se determinó el volumen, esto para evaluar el taponamiento de la membrana. La membrana utilizada se caracterizó por tener plata incorporada y por su porosidad de 0.2 micras (0.0002 μm), con ayuda de esta composición se obtuvieron los siguientes resultados (Figura 16).

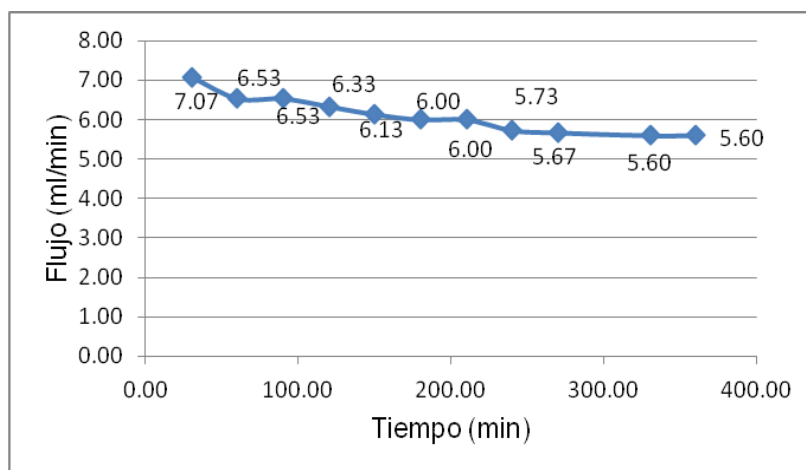


Figura. 16. Variación del flujo del agua de mar con respecto al tiempo en el reactor a membrana.

La disminución de los distintos parámetros se puede observar a continuación gráficamente. Primeramente se observó una disminución muy grande en la turbidez

del agua de mar de un 91,03% en la primera hora y posteriormente la disminución es casi constante (Figura 17). Esto se debe a las características de la membrana que se utilizó, la cual ayuda a eliminar materia orgánica y sólidos.

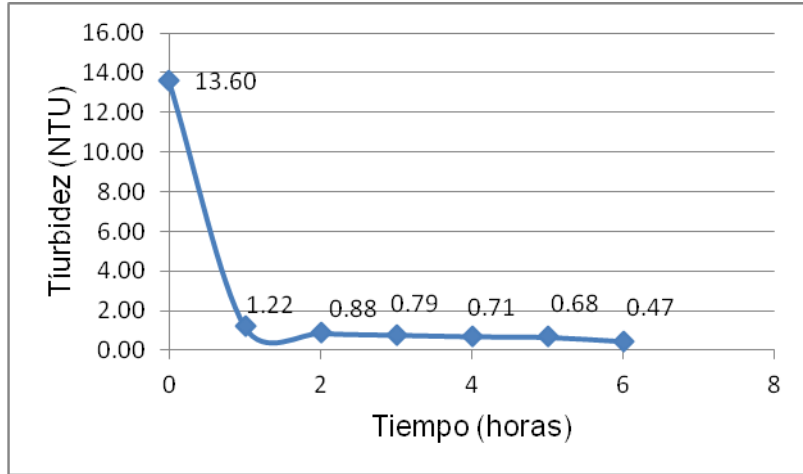


Figura. 17 Disminución de la turbidez en el reactor a membrana con respecto al tiempo.

En cuanto a los sólidos disueltos totales, la disminución fue muy variable durante las primeras tres horas, sin embargo durante el funcionamiento la mayor disminución que se obtuvo de los SDT es de 14.58%. (Figura 18).

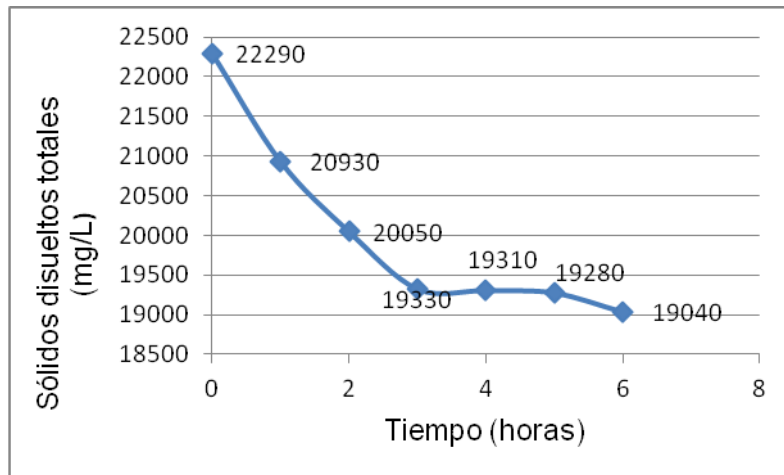


Figura. 18 Disminución de sólidos disueltos totales en el agua de mar.

Un parámetro más que se determinó para evaluar el funcionamiento del reactor es la disminución de la salinidad al paso del tiempo, la mayor disminución que se obtuvo en el reactor fue de un 15.88 % con respecto a la salinidad del agua de mar. (Figura 19).

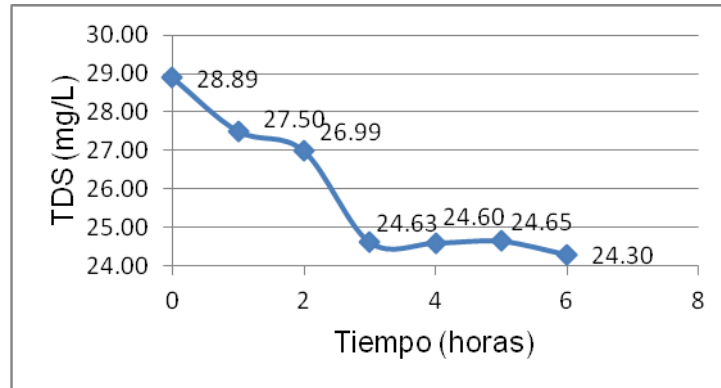


Figura. 19 Disminución de la salinidad del agua de mar durante el funcionamiento del reactor a membrana.

Gráficamente se observa que el reactor a membrana tiene un funcionamiento más constante a partir de las tres horas, en este momento se distingue disminuciones mayores en los parámetros evaluados lo cual se debe al taponamiento de la membrana.

VI.4 Prueba de coagulación – floculación.

VI.4.1 Prueba de coagulación con sulfato de aluminio.

Se hicieron pruebas con sulfato de aluminio al 10% en cada uno de los vasos con muestra de agua de mar, a cada una de ellas se agregó a distintas concentraciones el sulfato, en cada uno de los vasos se buscó ver el tamaño del floculo, tiempo de sedimentación, color, pH y conductividad.

Primeramente se realizó un ensayo el cual no dio ningún resultado, por lo que se decidió agregarle dos mL a cada vaso. Sin embargo no se obtuvo ningún cambio.

El experimento se detuvo debido a que concentraciones más altas no se recomiendan para un tratamiento industrial, por lo mismo no se observó el tiempo de sedimentación.

A continuación se tomó 1 mL de la solución de sulfato de aluminio al 10% se coloca en un matraz aforado y se aforo a 50 ml, se preparó la prueba con agua de la bahía y se adicionó en distintas concentraciones a cada vaso. En este tercer ensayo si hubo resultados favorables en el vaso 1 y 2.

Los resultados que muestra el Cuadro 15 nos indica que la mejor dosis de sulfato de aluminio es cuando se aplica 0.5 ml de la dilución. El cambio de coloración fue mínimo, además de que el pH no se modificó tan drásticamente. La formación de floculo y los resultados de manera general se observan en la Figura 20.



Figura. 20. Tercer ensayo con sulfato de aluminio para el agua de mar.

Como se puede observar en la Figura 20, el vaso número 1 se distingue por presentar formación de floculo y tener más transparencia. Del tercer ensayo se seleccionó la dosis efectiva.

Cuadro 15. Prueba de coagulación –floculación con sulfatos de aluminio aplicada al agua de mar de la bahía El Potosí.

No. de ensayo	No. de vaso	Cantidad agregada (ml)	Observaciones	pH final	Cambio de color	Conductividad
Primer ensayo	1	2	No se formó floculo	6.12	No	43.01
	2	4	No se formó floculo	4.87	No	42.48
	3	6	No se formó floculo	4.55	No	43.06
	4	8	No se formó floculo	3.52	No	43.56
	5	10	No se formó floculo	2.87	No	41.48
	6	0	Blanco	7.83	No	44.67
Segundo ensayo	1	4	No se formó floculo	2.98	No	ND
	2	8	No se formó floculo	2.77	No	ND
	3	12	No se formó floculo	2.61	No	ND
	4	16	No se formó floculo	2.42	No	ND
	5	24	No se formó floculo	2.04	No	ND
	6	0	Blanco	7.79	No	44.78
Resultados con la dilución de sulfato de aluminio.						
Tercer ensayo	1	0.5	Formación de floculo. Rápida sedimentación	8.83	Si	43.73
	2	1	Formación de floculo pequeños.	8.29	Si	42.58
	3	2	Formación de floculos pequeños.	7.84	SI	42.53
	4	3	No se formó floculo	N.D	No	42.46
	5	4	No se formó floculo	N.D	No	42.68
	6	0	Blanco	8.50	No	44.58

VI.4.2 Prueba con Cloruro férrico.

Al igual que el ensayo anterior se inició aplicando una concentración de cloruro férrico al 10% en cada uno de los vasos con muestra de agua de mar, a cada una de ellas se agregó a distintas concentraciones el cloruro, en cada uno de los vasos se buscó ver el tamaño del floculo, tiempo de sedimentación, color, pH y conductividad. Primeramente se realizó un ensayo el cual no mostro resultados

favorables debido a que todos los vasos mostraron color amarillo y no hubo sedimentación. Con base a estos resultados también se diluyó la primera solución de cloruro férrico, se tomó 1 ml de la solución, se colocó a un matraz aforado y se aforo a 50 ml.

A continuación se aplicó para un segundo ensayo en cada uno de los vasos, de la siguiente manera 0.5, 1, 2, 3, 4 ml respectivamente, se inició la prueba y se observaron resultados.

Con base a los datos obtenidos en estos dos ensayos se determinó la dosis efectiva, la cual se encontró en el segundo ensayo cuando se aplicó 2.0 ml de la disolución, este vaso presentó formación de floculo más rápido que los demás y por la misma razón sedimentó más rápido, el cambio de pH fue poco, al igual que el de la conductividad. Esta dosis también es más favorable para una aplicación industrial, por lo tanto es la dosis que se selecciona. (Figura 21).

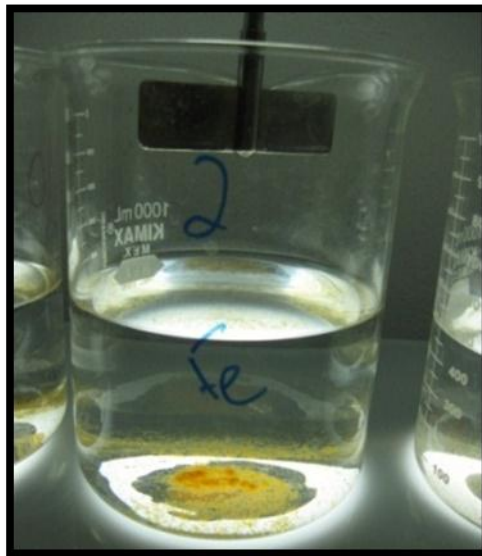


Figura. 21. Dosis efectiva en la aplicación de cloruro férrico.

Debido a que con el cloruro férrico el agua de la bahía presentó menores cambios de pH, fue el reactivo seleccionado para continuar con los pretratamientos. En el Cuadro 16 se presentan los resultados obtenidos con el cloruro férrico.

Cuadro 16. Prueba de coagulación – floculación utilizando cloruro férrico.

No. de ensayo	No. de vaso	Cantidad agregada (ml)	Observaciones	pH final	Cambio de color	Conductividad
Primer ensayo	1	2	No se formó floculo	8.28	Si	43.39
	2	4	No se formó floculo	7.87	Si	43.04
	3	6	No se formó floculo	7.95	Si	43.99
	4	8	No se formó floculo	8.36	Si	39.05
	5	10	No se formó floculo	8.76	Si	40.18
	6	0	Blanco	8.32	No	44.37
Resultados con la dilución de sulfato de aluminio.						
Segundo ensayo	1	0.5	Formación de floculo pequeños.	8.78	Si	45.70
	2	1	Formación de floculo.	8.34	Si	45.18
	3	2	Formación de floculo. Tamaño de floculo grande. Rápida sedimentación	8.19	SI	43.52
	4	3	No se formó floculo	N.D	No	44.36
	5	4	No se formó floculo	N.D	No	44.86
	6	0	Blanco	8.32	No	44.58

VI.5 Tren de pretratamiento

Con base a estos resultados, se montó un tren de pretratamiento, el cual consistió en aplicar la dosis efectiva de cloruro férrico al agua de mar de la bahía El Potosí, para posteriormente filtrarla mediante el reactor a membrana. El agua fue suministrada al reactor durante 6 horas, cada 30 minutos se midió el flujo para evaluar taponamiento de la membrana. Los resultados se observan en la Figura 22.

Se puede observar como el flujo del reactor va variando en el transcurso del tiempo, al igual que en los demás procesos el flujo va disminuyendo al paso del agua por la membrana, teniendo una disminución total del flujo de un 25.42%.

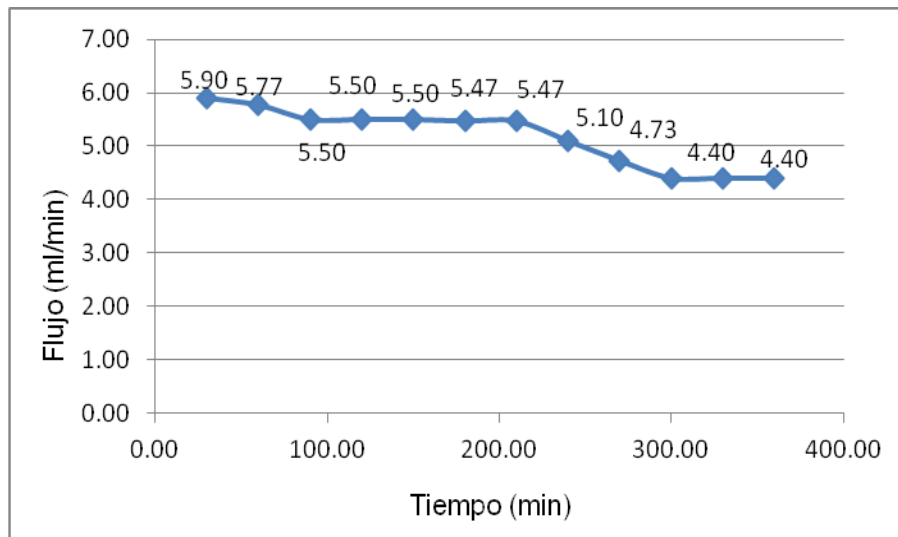


Figura 22. Resultados de volumen y flujo del reactor a membrana suministrado con agua de mar de la bahía El Potosí con cloruro férrico.

Por la cantidad de agua empleada se hicieron muestras compuestas en las distintas horas y se determinaron distintos parámetros para evaluar el funcionamiento del reactor, durante los primeros minutos de funcionamiento el flujo cambio, pero después de los 180 minutos (tres horas) el flujo fue más constante, al igual que la salinidad y los TDS.

Entre la hora 2 y 3 de funcionamiento de reactor es donde se distingue un rango más significativo en la disminución de los diferentes parámetros (Figura 23).

Durante el tren de tratamiento hay una disminución grande en cuanto a los sólidos disueltos totales de un 54.2 %, la primera hora la disminución de sólidos es muy grande y a partir de ese tiempo, la disminución es casi constante.

Con respecto a la salinidad, (Figura 24) el tren de tratamiento resulto disminuir la salinidad considerablemente en un 59.70 %, al igual que en los TDS la disminución fue muy grande durante la primera hora, posteriormente no hubo cambios mayores en la salinidad.

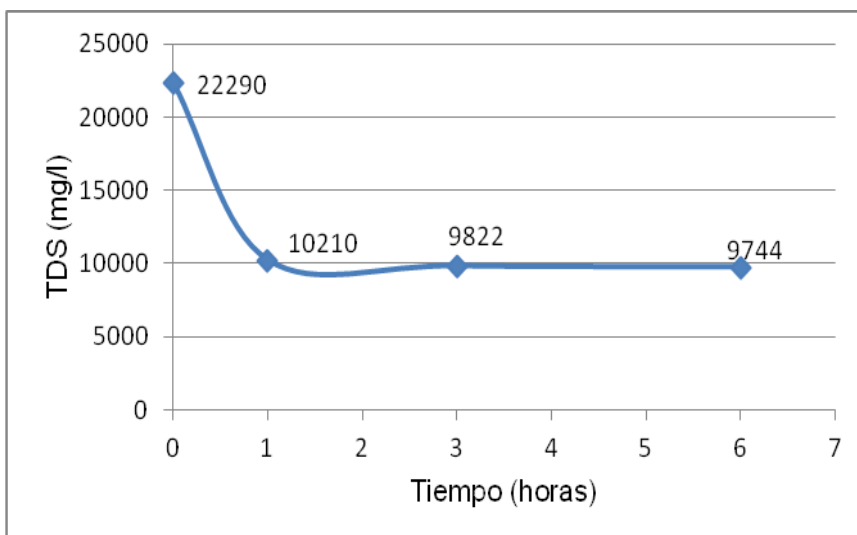


Figura. 23 Disminución de sólidos disueltos totales durante el tren de pretratamiento.

Con respecto a la materia orgánica (Figura 25), también se tuvieron resultados muy favorables, la composición de la membrana fue muy selectiva y esto se vio reflejado en la disminución de materia orgánica del 58.1%, lo que nos indica que también se tendrá una disminución de sólidos suspendidos (Figura 26).

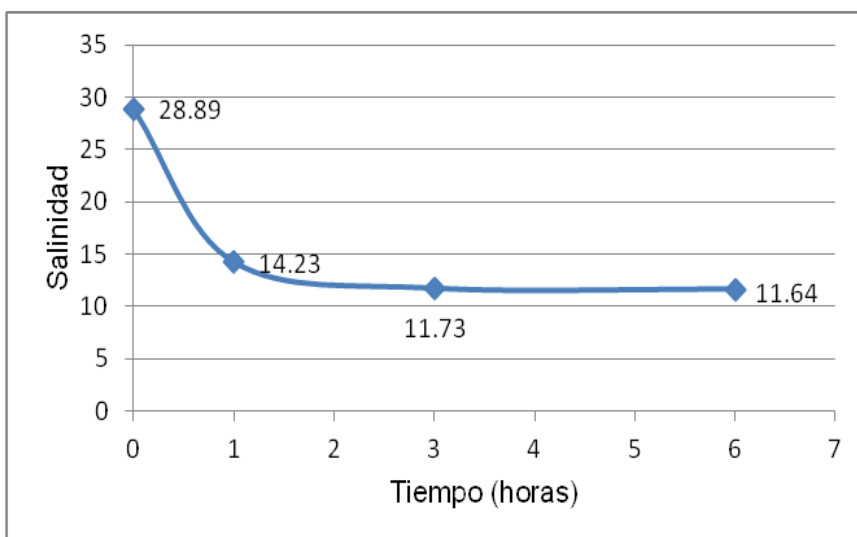


Figura. 24. Disminución de la salinidad.

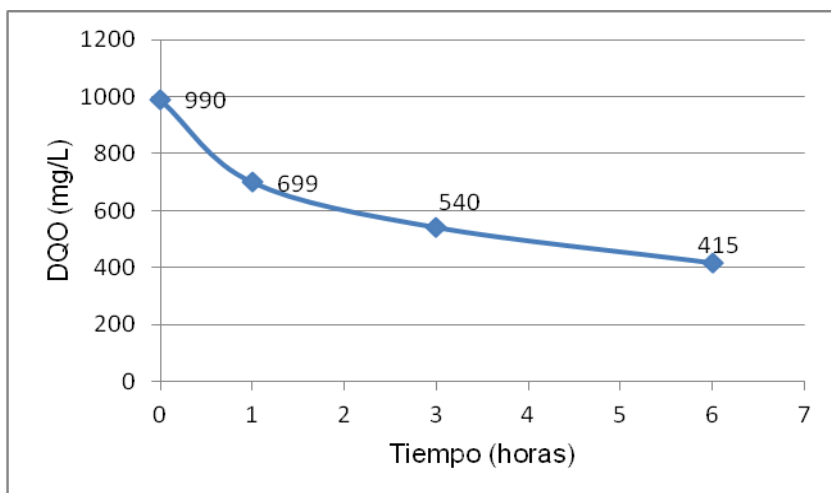


Figura 25. Disminución de la demanda química de oxígeno en el reactor a membrana.

La disminución de sólidos suspendidos es de un 71.17 %, sin embargo la disminución de fue constante a partir de las tres horas de funcionamiento, durante las primeras tres horas hubo una disminución muy variable. Esta disminución coincide con la de la materia orgánica

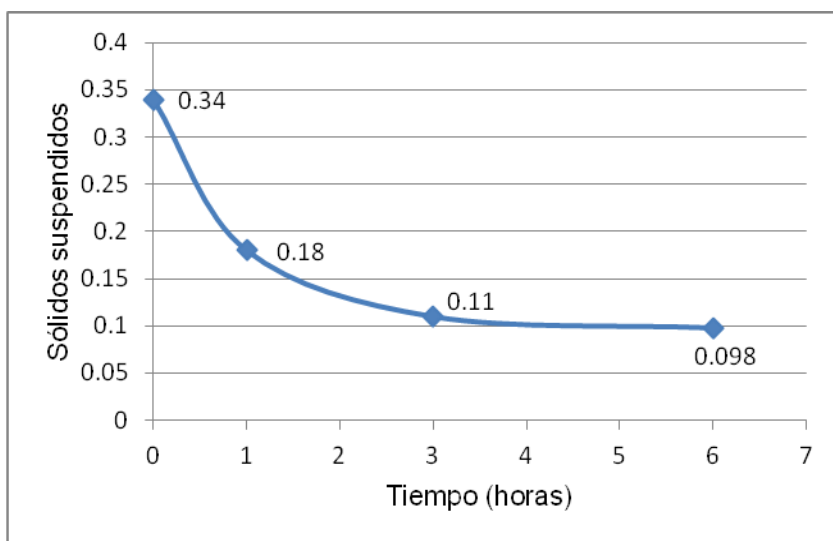


Figura. 26 Disminución de sólidos suspendidos.

Todos los resultados anteriores son muy favorables, los cuatro parámetros analizados coinciden con el funcionamiento del reactor, ya que entre las primeras

dos horas se ajusta su funcionamiento y se obtienen valores muy iguales. Con base a estos resultados se considera una disminución en la turbidez del agua de mar. Así que a los volúmenes obtenidos durante estas horas, se les determino la turbidez para verificar el funcionamiento del reactor (Figura 27).

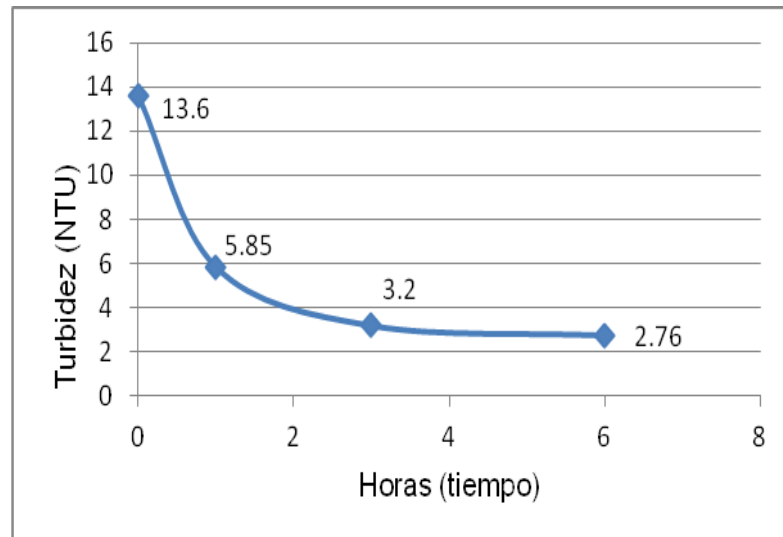


Figura. 27 Disminución de turbidez en el reactor a membrana

Las determinaciones de turbidez en cada muestra fue muy variable durante las primeras tres horas, la primera hora se observó una disminución de un 50.74%, sin embargo al paso de la segunda hora se obtuvieron valores de turbidez de un 79.80%, lo cual es una disminución mayor que en la primer hora de funcionamiento.

Después de la tercera hora la disminución es de un 90.44% y a partir de este momento, ya no se presentan reducciones mayores en el valor de la turbidez. Lo que nos indica que el reactor está funcionando a su mayor capacidad después de la tercera hora.

Finalmente al agua obtenida en el tren de tratamiento se le evaluó el valor de SDI_{15} , el valor obtenido promedio fue de 3.87

VI. DISCUSION

VII.1 Caracterización de agua de mar de la bahía el Potosí.

Durante la caracterización del agua de mar de la bahía El Potosí en distintas épocas del año (Julio 2009-Junio 2010) no se presentan diferencias significativas en los diferentes parámetros evaluados. Esto se puede observar en los parámetros que se determinaron en campo para cada época del año (cuadro 8), donde la diferencia más significativa es en la temperatura del agua en verano, además de la conductividad eléctrica, pH y Oxígeno disuelto que para esa época del año también fue afectada, lo cual consideramos que se debe a las lluvias que se presentan en esa época del año.

Para los resultados del muestreo en la extensión de 80 km longitudinales, tampoco se tuvieron diferencias significativas en la caracterización del agua (cuadro 9), por lo que corresponde a contaminación antropogénica no hay valores detectables en cuanto a coliformes totales y coliformes fecales, lo cual nos permite asumir que la playa cumple con las características de playa limpia de acuerdo a la NMX-AA-120-SCFI-2006. En cuanto a los demás parámetros de caracterización del agua en las distintas épocas del año, no hay diferencias significativas. Sin embargo para el verano 2009, los sólidos disueltos totales disminuyen y la materia orgánica determinada por la demanda química de oxígeno, aumenta considerablemente comparada con las distintas épocas del año, las variaciones en estos parámetros son consecuencia de las lluvias presentes en esta época.

Para los valores de campo en los distintos puntos de muestreo (cuadro 10), solo se presenta una diferencia mayor en la bahía el Potosí para el potencial de hidrogeno (pH) comparado con los demás puntos de muestreo, en los distintos parámetros no se presenta diferencia significativa. En cuanto a los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos (cuadro 11), se tiene diferencias en la cantidad de calcio que es menor a los demás puntos y en cuanto a fluoruros y potasio que se presentan en mayores cantidades para Playa Blanca, lo cual consideramos se debe al tipo de suelo de la zona. Así mismo también para Playa Blanca, se tiene un valor menor de

SAAM. En cuanto a grasa y aceites, se presenta una diferencia mayor en El Calvario presenta casi 4 unidades por encima de los demás puntos de muestreo. Para los demás parámetros los tres puntos de muestreo presentaron resultados muy similares entre sí. Lo que nos indica que se puede encontrar la misma calidad de agua a lo largo de los 80 km. Para estos mismos puntos se determinaron metales pesados para los tres puntos de muestreo el aluminio, cadmio, hierro y plomo se encuentran en concentraciones superiores al límite máximo permisible en agua potable (Cuadro 12). Sin embargo se considera que la presencia de estos metales se puede deber al tipo de suelo de la zona (Ramírez-Herrera y col., 2007).

VII.2 Determinación de SDI

En la determinación de SDI, se puede observar que el punto de muestreo El Calvario presentó valores menores de SDI por más de una unidad comparado con los demás puntos a lo largo del año, incluso presenta un valor menor en septiembre del 2010 que es cuando se tienen valores más altos (Cuadro 13).

Con base a estos resultados se considera que al agua de mar provocaría mayores problemas en el proceso de desalinización durante los meses de septiembre (otoño), debido a que el agua tendría mayor materia coloidal, sólidos suspendidos, materia orgánica y compuestos no deseables que sin duda afectarían el proceso. Para valores altos de SDI se debe de considerar la aplicación de un pretratamiento al agua debido a que este valor nos predice el taponamiento de las membranas utilizadas en el procedimiento de desalinización. Sin embargo durante este mes se evaluó el SDI semanalmente para la bahía, para conocer la duración del tiempo en que se debería de aplicar pretratamiento al agua de mar (Figura 15).

Esta evaluación indica que el SDI irá disminuyendo a lo largo de tiempo, gráficamente se puede observar que la disminución mayor de SDI se presenta durante la semana tres y cuatro, y en las semanas seis y siete. Estos resultados nos permiten predecir que en siete semanas el agua de mar no requerirá pretratamiento y que para entonces el agua de la bahía podría ser utilizada directamente en el proceso de desalinización.

Durante el periodo de tiempo que se evaluó el SDI, también se determinaron otros parámetros que se relacionan con el taponamiento de las membranas como son: sólidos suspendidos, turbidez, salinidad, demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos disueltos totales. Todo esto se analizó para la bahía en diferentes meses del año (Cuadro 14).

Los resultados de los sólidos suspendidos, turbidez, DQO y sólidos disueltos totales fueron mayores para los meses de septiembre y octubre 2010 respectivamente, sin embargo en estos dos meses la salinidad se disminuye, lo cual consideramos que ocurre debido a los cambios climáticos de esta época, estos resultados coinciden con los valores de SDI, lo anterior son bases suficientes para definir que en esa época del año es cuando el agua de la bahía requiere un pretratamiento.

VII.3 Pretratamiento físico.

Con el reactor implementado primeramente se evaluó el flujo obtenido a lo largo de seis horas y a su vez la calidad de agua filtrada, primeramente se observa que en los primeros 30 minutos es cuando hay un mayor flujo, al paso del tiempo el flujo va disminuyendo a partir de las dos horas de funcionamiento el volumen obtenido es más constante.

A cada hora de funcionamiento se determinaron distintos parámetros para definir en qué hora se tienen los mejores resultados.

Se pudo observar que el reactor a membrana tiene un funcionamiento más constante entre las dos primeras horas y se normaliza en la tercera hora de funcionamiento.

Se obtuvieron resultados muy favorables, el primero es en la turbidez, ya que se obtuvo una disminución de un 91.03 %, en los sólidos disueltos totales de un 14.58%, en la salinidad de un 15.88%, el reactor por si solo tiene resultados muy favorables, sin embargo se evaluó un pretratamiento químico que pueda ser aplicado al agua de mar y que junto con el reactor a membrana proporcionen mejores resultados

VII.4 Prueba de coagulación – floculación.

VII.4.1 Prueba de coagulación con sulfato de aluminio.

En esta prueba primeramente se realizó un ensayo para observar el comportamiento del agua al agregarle este reactivo, la primera no fue favorable ya que el pH fue modificado drásticamente en los vasos 2, 3, 4 y 5, además de que no se presentó la formación de ningún floculo y solo se presentó más turbidez en el agua. Durante el segundo ensayo se tuvieron resultados menos favorables debido a la alta concentración del reactivo aplicado esto se observa en la modificación tan grande del pH, por lo contrario en el tercer ensayo se obtuvieron resultados muy favorables en los primeros tres vasos, en el vaso número 1 se observó rápidamente la floculación y sedimentación y el cambio de pH fue menor, esto ayudo a que la muestra se hiciera más clara.

Por lo contrario en el vaso 1 y 2 se presentaron floculos muy pequeños y una coloración ligeramente turbia. Por lo mismo con base a los resultados se define la cantidad de 0.5 ml de sulfato de aluminio por litro de agua de mar como dosis efectiva para este tratamiento.

VII.4.2 Prueba con Cloruro férrico.

En el primer ensayo se tuvieron resultados poco favorables, ya que todos los vasos se colorearon de amarillo y en ninguno de los vasos se formaron floculos. Sin embargo en el segundo ensayo se tuvieron resultados muy buenos en los primeros tres vasos, pero los mejores resultados se observaron cuando se aplicó 2 ml de la disolución de cloruro férrico al agua de mar, ya que en esta dosis la formación de floculos fue muy rápida, además de que los floculos sedimentaron inmediatamente al detener el movimiento de las propelas, en este vaso el pH fue modificado 0.13 unidades comparado con el blanco.

Analizando los dos resultados obtenidos con las pruebas de coagulación-floculación, se decidió aplicar la dosis efectiva de cloruro férrico, debido a la formación de floculos y a la rápida sedimentación que presento.

VII.5 Aplicación del tren de pretratamiento.

Posteriormente evaluados se observó que tuvieron disminuciones significativas entre la segunda y tercera hora de funcionamiento, todos estos presentaron disminuciones muy grandes las cuales demuestran que se tiene una mejor calidad de en el agua de mar obtenida, los porcentajes de disminución son: se tomó una cantidad de agua y se dosifico con cloruro férrico, se agito de tal manera que se aplicara la prueba de coagulación –floculación, el agua tratada fue suministrada al reactor durante seis horas (Figura 24).

El reactor presento flujos muy variables durante las seis horas, sin embargo se presentó un flujo más constante en las últimas dos horas de 4.40 ml/min, para cada hora se tomaron muestras de agua y se analizaron para evaluar la calidad de agua obtenida. En los parámetros en solidos disueltos totales 54.2%, 59.70% en la salinidad, 58.1% de materia orgánica, 71.17% de solidos suspendidos y un 90.44% en turbidez. Lo cual demuestra que la calidad de agua que se tiene es propia para el proceso de desalinización de agua de mar. Sin embargo para comparar estos resultados se determinó el valor de SDI, el cual fue de 3.87, este valor es predictivo y nos confirma que el agua puede ser sometida al proceso de desalinización.

VII. CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos en el presente trabajo, se puede concluir lo siguiente:

Los resultados de la caracterización del agua de mar nos indican que la bahía El Potosí, cuenta con las características suficientes para ser sometida al proceso de desalinización.

Se implementó una técnica predictiva para saber el taponamiento de las membranas usadas en la desalinización del agua de mar, por lo que se concluye que el agua de la bahía requiere de un pretratamiento solamente durante el otoño.

El reactor a membrana utilizado en este estudio nos permitió obtener agua de mar de mayor calidad, ya que nos ayuda a disminuir parámetros que afectarían el proceso de desalinización de agua de mar, por lo mismo es conveniente aplicarlo como un pretatamiento posterior al tratamiento químico sugerido por este estudio. Por lo mismo se considera la aplicación de cloruro férrico al agua de mar como un pretratamiento químico que ayuda a disminuir parámetros como: materia orgánica, sólidos disueltos totales, sólidos suspendidos, salinidad y turbidez.

La combinación del pretratamiento físico y químico como tren de tratamiento aumenta la calidad del agua obtenida, esto se demuestra con el valor de SDI obtenido que nos indica que el agua puede ser utilizada en un proceso de desalinización.

Con los resultados que se tienen en este estudio, se comprueba que la implementación de técnicas como pretratamiento de agua de mar si son procedimientos que pueden optimizar la desalinización de agua de mar.

VIII. BIBLIOGRAFIA

Acuña P.C.1999. Evaluación técnico económica de planta desalinizadora de agua de mar, para producir agua potable. Memorias del congreso: XIII congreso de ingeniería sanitaria y ambiental. AIDIS, CHILE. Antofagasta.

ASTM 1994. Designation: E 70 - 90, "Standard Test Method for pH of Aqueous Solutions with the Glass Electrode", American Society for Testing and Materials, USA, ASTM Committee on Standards, Philadelphia PA, 1994.

Bonilla, C. 2011. Desmineralización de agua de mar mediante membranas cerámicas modificadas. Tesis DE Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro, México.

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

CONAGUA. 2010. Estadísticas del Agua en México. Comisión Nacional del Agua. México.

Cifuentes, J., Torres, M. y Frías M. 1997. El océano y sus recursos. Fondo de Cultura Económica. México.

Correa, F. 2007. Evaluación de la sustentabilidad en la instalación de plantas desaladoras, de agua de mar, en la región noroeste de México. Tesis doctoral. Universidad de las Palmas de Gran Canaria, España.

Cheverreau, E., Zouaoui, N., Limousy, L., Dutournié, P., Déon, S. y Bourseau, P. 2010. Surface properties of ceramic ultrafiltration TiO₂ membranes: effects of surface equilibriums on salt retention. Desalination. 255: 1-8.

Delcroix T., McPhaden M., Dessier A., Gouriou Y., 2005. Time and space scales for sea surface salinity in the tropical oceans, Deep Sea Research (Part I Oceanographic Research Papers) 52: 787-813

Den, W. y Wang, Ch. 2008. Removal of silica from brackish water by electrocoagulation pretreatment to prevent fouling of reverse osmosis membranes. Separation and Purification Technology 59: 318-325.

Caballero V. 2005. Descripción del funcionamiento de la desaladora de agua de mar del Canal de Alicante.

Duke, M., Mee, S. y da Costa, J. 2007. Performance of porous inorganic membranes in non-osmotic desalination. *Water Research*. 41: 3998-4004.

Drioli, E., Criscuoli, A. y Curcio, E. 2002. Integrated membrane operations for seawater desalination. *Desalination*. 147: 77-81.

Dow , C. 2010. Información técnica. www.dowwatersolutions.com.

Fritzmann, C., Löwenberg, J., Wintgens, T. y Melin, T. 2007. State-of-the-art of reverse osmosis desalination. *Desalination*. 216: 1-76.

Fujiwara N. y Matsuyama H., 2008. Elimination of biological fouling in seawater reverse osmosis desalination plants. *Desalination* 227. 295-305

Fuentes D. M. 2002. Desalación del agua, una alternativa para resolver la demanda de agua potable en el sur de la república mexicana. México. Memorias del XXVIII congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México, pag. 2.

González A. 1997. Pasado, presente y futuro de los acuíferos almerienses. Actas del I y II Seminario del Agua. Almería I.E.A. 1997, pag. 45-64.

Guerrero, M. 1991 El agua. Fondo de cultura económica. México, pag 23-28.

Jurgen K. H. 2000. Técnicas innovativas de desalinización de aguas salobres y de mar. Congreso Ambiental. México.

Lee, K. P., Arnot, T. C. and Mattia, D., 2011. A review of reverse osmosis membrane materials for desalination-Development to date and future potential. *Journal of Membrane Science*, 370 (1-2): 1-22.

Lechuga J., Rodríguez M. y Lloveras J., 2007. Análisis de los procesos para desalinización de agua de mar aplicando la inteligencia competitiva y tecnológica. *Ingeniería* 11-3. 5-14

Método 4500-H⁺ B “pH Value, Electrometric Method”,“ en “Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater”, American Public Health Association, USA, Washington, DC 20005, 19th Edition 1995, 4-65 - 4-69.

Mallevalle, J., Odendaal, P. y Wiesner, M. 1998. Tratamientos del agua por procesos de membrana: Principios, procesos y aplicaciones. Mc Graw Hill. España.

National Geographic. 2010. Edición especial: Agua, un mundo sediento. National Geographic. México.

Nava C. y Hiriart, G. 2008. Desalación de agua con energías renovables. Instituto de Ingeniería, UNAM. México, pag.18-22.

NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua - Determinación del pH - Método de prueba (Cancela a la NMX-AA-008-1980).

NOM-001-ECOL-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 6 de enero de 1997.

NOM-008-SCFI-1993 Sistema General de Unidades de Medida, publicada en el Diario Oficial de la Federación el 14 de octubre de 1993.

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, publicada en el Diario Oficial de la Federación, 18 de enero de 1996.

NMX-AA-014-1980 Cuerpos receptores.- Muestreo. Declaratoria de vigencia publicada en el Diario Oficial de la Federación el 5 de septiembre de 1980.

NMX-AA-089/1-1986 Protección al ambiente - Calidad del agua - Vocabulario - Parte 1. Declaratoria de vigencia publicada en el Diario Oficial de la Federación el 15 de julio de 1986

NMX-AA-115-SCFI-2000 Análisis de agua.- Criterios generales para el control de la calidad de resultados analíticos.

NMX-AA-116-SCFI-2000 Análisis de agua - Guía de solicitud para la presentación de métodos alternos.

Pearce G., Talo S., Chida K., Basha A. y 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.

Pérez M., Bonilla S., Fortanell M. y Pedraza G., 2011. Seawater desalination using modified ceramic membranes. Industrial and Engineering Chemistry Research. In press.

SEDESU. Secretaría de desarrollo sustentable. **1989.** Acuerdo por el que se establecen los Criterios ecológicos de la Calidad del Agua CE-AA-001/89. Gaceta Ecológica.Vol. II:6 México.

SEGOB. Secretaría de gobernación. **2007.**Fichas Básicas de los municipios de Guerrero. Centro Nacional de Desarrollo Municipal, México.

Shirazi, S., 2010. Inorganic fouling of pressure-driven membrane processes- A critical review. Desalination. 250: 236-248.

Yiantsios, S., Sioutopulos, D. y Karabelas, A. 2005. Colloid fouling of RO membranes: an overview of key issues and efforts to develop improved prediction techniques. Desalination. 183: 257-272.

WEF. Water Environmental Federation. **2006.** Membrane Systems for Wastewater Treatment. McGraw Hill. EUA.