



S.E.P.

S.E.S.

Tec.N.M.

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

**“TRATAMIENTO DE UN EFLUENTE DE LA INDUSTRIA
ALIMENTICIA UTILIZANDO PROCESOS DE MEMBRANA PARA LA
RECUPERACIÓN DE AGUA”**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA:

KARINA HERNÁNDEZ GÓMEZ

No. CONTROL: 0828M0643

DIRECTORA DE TESIS:

DRA. MARÍA DEL CARMEN DÍAZ NAVA

CO-DIRECTORA DE TESIS:

DRA. CLAUDIA ROSARIO MURO URISTA

METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, JULIO DE 2018

RESUMEN

La presente investigación corresponde a un estudio para recuperar agua a partir del tratamiento de efluentes provenientes de una industria alimenticia. Para ello, se analizaron las principales características del efluente, se probaron alternativas de tratamiento mediante procesos híbridos de membrana y se determinó la calidad del agua recuperada. Entre los estándares de calidad del agua que debe recuperarse se encuentran: la concentración de calcio (<20 mg/L), DQO <50 mg/L y conductividad 260 μ S/cm; estándares que fueron señalados por la empresa, con el objeto de reutilizar el agua en su proceso.

La metodología para llevar a cabo la investigación, se basó en la ósmosis inversa (OI) como proceso clave para recuperar el agua, incluyendo tratamientos previos a esta operación, los cuales corresponden a I) un proceso de coagulación-floculación con sulfato de aluminio, y II) un proceso de ultrafiltración (UF). El primer sistema se estudió a escala laboratorio y el segundo mediante un módulo de membranas a escala laboratorio de 6 kDa y uno a escala industrial de 5 kDa instalado en la empresa para verificar la posibilidad de su uso. A partir de ambos sistemas, se seleccionó el más adecuado para continuar con la depuración del efluente por OI, utilizando en este caso un equipo tamaño piloto.

Como resultado de la caracterización de los efluentes de estudio, se obtuvieron concentraciones variables en los parámetros estudiados, encontrando los siguientes rangos: Conductividad, $2,000$ - $5,000$ μ S/cm; DQO, $2,000$ - $3,500$ mg/L; DBO₅, $1,000$ - $2,100$ mg/L; sólidos, $3,000$ - $7,000$ mg/L y calcio de 30 - 500 mg/L. En lo que se refiere a los pretratamientos, la UF proporcionó los mejores resultados de depuración, obteniendo el 70% de reducción en todos los parámetros de calidad, en escala laboratorio y escala industrial. Los resultados obtenidos de la OI fueron favorables, cubriendo las características requeridas por la industria y con semejanza al agua potable. Entre los resultados representativos de calidad del agua recuperada se encuentran, una conductividad de 72 μ S/cm, con una concentración de calcio de 3 mg/L, sólidos totales de 40 mg/L y la concentración de DQO no detectada en rango del método utilizado.

ABSTRACT

The present investigation corresponds to a study to recover the water from the treatment of effluents coming from a food industry. For this, the main characteristics of the effluent were analyzed, treatment alternatives were tested through hybrid membrane processes and the quality of the recovered water was determined. Calcium concentration (<20 mg/L), COD <50 mg/L and conductivity 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$; standards that were signaled by the company, in order to reuse the water in its process.

The methodology to carry out the research was based on reverse osmosis (RO) as the key process to recover the water, the treatments prior to this operation, which correspond to a coagulation and flocculation process with aluminum sulphate, and II) an ultrafiltration process (UF). The first system was studied at scale and the second using a membrane module at laboratory scale of 6 kDa and an industrial scale of 5 kDa installed in the company to verify the possibility of its use. From both systems, the most appropriate one was selected to continue with the debugging of the effect by OI, using in this case a pilot size equipment.

As a result of the characterization of the secondary effects of the study, the variables in the studied parameters were obtained, finding the following ranges: Conductivity, 2,000-5,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; COD, 2,000-3,500 mg/L; BOD₅, 1,000-2,100 mg/L; solids, 3,000-7,000 mg/L and calcium of 30-500 mg/L. Regarding the pretreatments, the UF provided the best purification results, obtaining a 70 % reduction in all the quality parameters, in laboratory scale and industrial scale. The results obtained from the OI were favorable, covering the characteristics required by the industry and similar to drinking water. Among the representative results of the recovered water quality are a conductivity of 72 $\mu\text{S}/\text{cm}$, with a calcium concentration of 3 mg/L, total solids of 40 mg/L and the concentration of COD not detected in the range of the method used.

ÍNDICE

RESUMEN	i
ABSTRACT.....	ii
INTRODUCCIÓN	1
1. FUNDAMENTOS	3
1.1 Características de los efluentes de la industria alimenticia	7
1.2 Procesos de tratamiento de efluentes de la industria alimenticia.....	9
1.3 Coagulación-floculación como operación previa al uso de membranas.....	11
1.4 Procesos de tratamientos de efluentes con membranas	15
1.4.1 Proceso de ósmosis inversa	20
1.4.2 Condiciones de operación del proceso de separación con membranas que se rigen por presión	22
1.4.3 Características de las membranas.....	26
2. MÉTODO	34
2.1 Muestreo y caracterización del efluente.....	35
2.1.1 Determinación de pH	36
2.1.2 Determinación de la conductividad	36
2.1.3 Determinación de la turbiedad	37
2.1.4 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)	37
2.1.5 Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅).....	39
2.1.6 Determinación de sólidos totales, sedimentables y suspendidos	41
2.1.7 Determinación de calcio.....	43
2.2 Primera etapa de tratamiento del efluente industrial para la recuperación de agua	43
2.2.1 Sistema I. Proceso de coagulación-floculación.....	44
2.2.2 Sistema II. Proceso de UF	45
2.2.3 Proceso de tratamiento por ósmosis inversa	49
3. RESULTADOS	51
3.1 Caracterización del efluente.....	51
3.2 Primera etapa de tratamiento del efluente industrial para la recuperación de agua	53
3.2.1 Sistema I. Proceso de coagulación-floculación.....	53
3.2.2 Sistema II. Proceso de UF	57

3.2.3 Proceso de tratamiento por ósmosis inversa	64
CONCLUSIONES	70
FUENTES DE CONSULTA.....	71

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Clasificación de los procesos híbridos a base de membrana.....	11
Figura 1.2 Coagulación por adsorción.....	12
Figura 1.3 Coagulación por barrido.	13
Figura 1.4 Floculación mejorada con el reactivo de floculación.	15
Figura 1.5 Principio de una membrana.	16
Figura 1.6 Tamaño de las partículas para cada tipo de membrana.	18
Figura 1.7 Filtración de moléculas específicas para cada tipo de membrana.	18
Figura 1.8 Proceso de ósmosis inversa.	22
Figura 1.9 Evolución del flujo en el tiempo de una membrana usada en la filtración de un fluido real.....	31
Figura 1.10 Representación esquemática de las diferentes resistencias que se oponen al flujo volumétrico en una membrana porosa.....	33
Figura 2.1 Etapas de la metodología de investigación.....	34
Figura 2.2 Potenciómetro.	36
Figura 2.3 Conductímetro.....	36
Figura 2.4 Turbidímetro.....	37
Figura 2.5 Pruebas de DQO para el efluente.	38
Figura 2.6 Determinación de DBO ₅	40
Figura 2.7 Pruebas presuntivas de dilución a partir de DQO.	40
Figura 2.8 Cápsulas para la determinación de sólidos totales.	42
Figura 2.9 Cambio de rosa a púrpura para la determinación de calcio.	43
Figura 2.10 Equipo utilizado para la prueba de jarras.	45

Índice de figuras

Figura 2.11 Imagen de la membrana polimérica SIP-0013.	47
Figura 2.12 Sistema de filtración con membrana polimérica SIP-0013.	48
Figura 2.13 Membrana de ósmosis inversa de configuración enrollada.	49
Figura 2.14 Sistema de filtración de Ol.	50
Figura 3.1 Imágenes de los efluentes provenientes de la industria.	51
Figura 3.2 Flóculos obtenidos durante el tratamiento con sulfato de aluminio.	54
Figura 3.3 Gráfica de la eficiencia del tratamiento mediante el proceso UF-Of.	67
Figura 3.4. Diagrama de flujo del proceso propuesto de tratamiento con membranas del efluente industrial alimenticio.	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 Rangos de contaminación de algunos efluentes de la industria alimenticia.	8
Tabla 2.1 Parámetros de caracterización del efluente y los métodos para su caracterización.	35
Tabla 2.2 Características de la membrana de UF a escala industrial.	46
Tabla 2.3 Características de la membrana polimérica SIP-0013.....	47
Tabla 2.4 Características de la membrana de OI.	50
Tabla 3.1 Características del efluente de la industria alimenticia.	52
Tabla 3.2 Características de los efluentes tratados con coagulación-floculación a escala laboratorio.	55
Tabla 3.3 Resultados de las características de los efluentes tratados con membrana de UF de 5kDa.	58
Tabla 3.4 Características de los efluentes tratados con membrana de UF de 6 kDa.	60
Tabla 0.5 Análisis FODA comparativo de los procesos de floculación y UF en el tratamiento de un efluente industrial del sector alimenticio.....	63
Tabla 3.6 Características de los efluentes tratados con membrana de UF escala laboratorio - OI escala piloto.....	64
Tabla 0.7 Comparación de los parámetros requeridos de agua potable con los obtenidos en los tratamientos.....	66
Tabla 3.8 Descripción del proceso híbrido de membranas para el tratamiento del efluente industrial alimenticio.....	69

INTRODUCCIÓN

La industria alimenticia utiliza una gran cantidad de agua para la elaboración de sus productos, causando a su vez, la generación de flujos considerables de efluentes residuales. Debido al problema de costo y escasez de este vital líquido, muchas industrias de este ramo han optado hoy en día, por implementar procesos de tratamiento para recuperar gran parte del agua utilizada y así abatir costos por suministro de agua potable y/o tratamientos de sus aguas residuales.

Dentro de las industrias alimenticias se encuentran las que concentran productos alimenticios, que a partir de extractos acuosos son llevados hasta valores entre 25 y 35 % en peso del producto, con una pérdida de agua del 70 al 80 %, la cual constituye gran parte del efluente que se genera en esta etapa. El reto en este caso, es la recuperación del agua para reúso; particularmente para incorporarla en actividades propias del mismo proceso. Sin embargo, dicha recuperación exige procesos eficientes de tratamiento del efluente, a través del cual se logren condiciones de calidad en el agua recuperada, regido por condiciones específicas de DBO₅, DQO, calcio, turbiedad y conductividad, entre otras.

Con respecto a los procesos de tratamiento de agua, el proceso de separación de partículas disueltas por medio de membranas, ha resultado ser una buena alternativa de depuración de efluentes, con la ventaja de ofrecer la recuperación de elementos de la solución por procesos de concentración y permeado. Es decir, es posible recuperar el agua y los solutos de mayor valor para su reúso. De esta manera, las membranas se utilizan cada vez más, tanto para la obtención de agua de consumo procedente de aguas subterráneas, superficiales y como para la recuperación de aguas residuales.

Uno de los principios de este tipo de procesos es bastante simple, cuando se trata de una membrana de micro o ultrafiltración, el mecanismo que rige al sistema es la filtración, ya que la membrana actúa como un filtro muy específico que dejará pasar el agua, mientras que retiene los sólidos suspendidos y otras sustancias contenidas en el efluente. Sin embargo, en la OI el mecanismo que impera es la difusión, por diferencia de concentración, para lo cual se requiere una presión mayor a la osmótica. En cualquiera de los casos, es necesario estudiar los sistemas de membranas que cumplan con las especificaciones establecidas, de acuerdo a las necesidades de calidad en el agua recuperada y del flujo requerido.

El objetivo de este trabajo, fue evaluar un tratamiento basado en procesos de membrana, para analizar la recuperación de agua a partir de un efluente de una industria alimenticia. Como hipótesis se tiene que, a partir de un efluente industrial proveniente del proceso de concentración de un producto alimenticio, es posible recuperar agua con alta calidad para su reuso, mediante un tratamiento híbrido consistente en un pretratamiento seguido por OI.

La presentación de este trabajo se distribuyó en tres apartados, 1. Fundamentos, donde se abordan conceptos de membranas, condiciones de operación, características de las membranas, características de efluentes industriales alimenticios, procesos híbridos de membranas. 2. Método, donde se establecen las etapas metodológicas para llevar a cabo la investigación. 3. Resultados, en el cual se muestran los resultados obtenidos por cada etapa establecida en el método. Finalmente se hace un listado de las referencias consultadas.

1. FUNDAMENTOS

La recuperación de agua para reúso a partir de efluentes residuales es hoy en día una práctica de gran relevancia para solventar necesidades de agua potable que algunos lugares padecen por su escasez y para preservar recursos de agua dulce que cada vez son menos alrededor del mundo (Muro *et al.*, 2012).

Los efluentes del sector industrial de giro alimenticio, principalmente aquellos que provienen de las últimas etapas de proceso pueden ser candidatos para obtener agua de alta pureza que permita su reúso en la generación de energía, alimentación de calderas, sistemas de refrigeración, embotellado de bebidas y producción de alimentos, ya que contienen pocos contaminantes y son referidos comúnmente a sales, colorantes y coloides entre otros. Sin embargo, esta alternativa es viable siempre que los efluentes se encuentren libres de tóxicos, se aplique una tecnología adecuada de tratamiento que conlleve la obtención de agua de calidad confiable y segura en cumplimiento con las regulaciones locales, o que cumpla con los requisitos de calidad del cliente, y que en general, se convierta en una práctica atractiva económica y ambientalmente (Muro *et al.*, 2009).

Dentro de los procesos utilizados para este fin, se encuentran los procesos de membrana, particularmente la ósmosis inversa (OI) frecuentemente aplicada para potabilizar el agua por desalinización o para el tratamiento de efluentes, que se caracterizan por su contenido en sustancias disueltas que pocas veces se pueden remover por otros procesos de separación. Para alcanzar la pureza o calidad de agua deseada mediante OI, éste va generalmente acompañado por otros procesos previos de depuración conformando sistemas híbridos de tratamiento, los cuales pueden incluir operaciones de coagulación, sedimentación y tratamientos biológicos como depuración previa, o bien, más de un proceso de membrana como Microfiltración (MF), Ultrafiltración (UF) o Nanofiltración (NF) que se aplican antes de la OI.

Investigaciones que dan cuenta de la recuperación de agua a partir de efluentes residuales utilizando membranas son escasas, y lo son más, las dirigidas al tratamiento de efluentes de origen industrial. Algunas investigaciones relevantes en este campo se mencionan a continuación. Escobar-Jiménez *et al.*, (2012) evaluaron el proceso de UF en efluentes previamente tratados por métodos biológicos para recuperar agua y reutilizarla en actividades industriales. El efluente estudiado presentó una alta turbiedad y dos colorantes sintéticos de uso alimenticio, azul brillante y tartrazina, además de un alto contenido de sales y materia orgánica con valores de DQO aún altos para considerar el reúso del agua. En la evaluación del proceso de filtración fueron probadas dos membranas cerámicas de umbral de corte de 150 y 15 kDa, y dos poliméricas de fibra hueca con 50 y 13 kDa. Los resultados mostraron que las membranas de 15 y 13 kDa fueron las más eficientes en el tratamiento del efluente. Sin embargo, el flujo de agua recuperada del efluente fue mayor en la membrana de 13 kDa, alcanzando 35 L/hm² de flujo de agua permeada durante 120 minutos. Mientras que la membrana más estable fue la de 15 kDa, recuperando 28 L/hm² de agua durante 190 minutos, sin problemas de polarización.

Por su parte, Zulaikha *et al.*, (2014) utilizaron dos membranas comerciales de UF (UF PES-10 kDa y UF PVDF-100 kDa) y dos membranas de NF (NF-90 y NF-270) para tratar aguas residuales de un restaurante que sirve comidas típicas de Malasia. Los rendimientos de separación de las membranas se caracterizaron con respecto a la eliminación de DBO₅, DQO, turbiedad y conductividad, mientras que la sostenibilidad de la membrana se evaluó en función de la recuperación del flujo de agua. Independientemente del tipo de membrana se logró la eliminación de DQO y turbiedad entre 97.8 y 99.9 %. La NF-90 exhibió la estructura de poro más pequeña entre las membranas estudiadas, mostró la más alta eliminación de DBO₅ (86.8 %) y de conductividad (82.3 %). En términos de sostenibilidad, se encontró que el flujo de agua original de NF-90 fue capaz de recuperarse en más del 50 % en comparación con 15 - 38 % reportado en las membranas de UF, después de un simple proceso de enjuague. Esto indica que la NF-90 es menos susceptible a las incrustaciones y es

más adecuado y confiable para ser empleado en el tratamiento de aguas residuales en restaurantes.

Salgueiro *et al.*, (2017) investigaron las membranas hidrofílicas de MF y UF para la recuperación de aguas residuales de lavado de autos. El efluente mostró una turbiedad inicial de 85 NTU, además del carbono orgánico total (COT) e inorgánico total de 4.1 y 58 mg/L, respectivamente. Las pruebas en membranas comerciales de celulosa plana revelaron que tanto la MF como la UF, mostraron una buena retención de sólidos y materia orgánica, reflejado en los parámetros de turbiedad y DQO. Para aumentar la productividad, se investigaron las membranas de polieterimida de fibra hueca comercial. El flujo inicial fue de 440 L/m²h, con una diferencia de presión de 0.4 bar y un número de Reynolds de 400. El permeado final con una tasa de recuperación del 80 % mostró valores de carbono orgánico total de 2.7 mg/L y carbono inorgánico total de 35.4 mg/L. El rechazo fue del 98.6 %, lo que mostró que este enfoque tiene un alto potencial para ser utilizado.

Otras investigaciones como la de Ang *et al.*, (2015), implementaron procesos híbridos de coagulación-membrana para el tratamiento, utilizando quitosano como un coagulante natural. Su desempeño en términos de turbiedad y eliminación de ácido húmico (HA) fue probado y comparado con el coagulante inorgánico de cloruro férrico (FeCl₃). Se descubrió que ambos coagulantes eran capaces de eliminar el 90 % de HA y producir agua sobrenadante con calidad aceptable para procesos de membrana. Los procesos de membrana tanto la NF como de OI, lograron eliminar casi toda la turbiedad y la HA en el agua. Sin embargo, un proceso híbrido que utiliza quitosano tuvo un efecto más severo sobre el ensuciamiento de la membrana en comparación con los procesos de pretratamiento de coagulación con FeCl₃, debido a que las partículas más pequeñas y neutras producidas por la coagulación de quitosano formaron una capa compacta de impurezas sobre la superficie de la membrana.

Erkanlı *et al.*, (2017) investigaron la recuperación de agua salobre de un efluente real textil de teñido para la reutilización de agua y sal. Con el objetivo de mejorar la

retención total de las especies que se obtienen en una sola etapa tratamiento, se consideraron tres escenarios de UF de dos etapas diferentes: 5 kDa seguido por 5 kDa, 5 kDa seguido de 2 kDa y 2 kDa seguido de 2 kDa. El escenario 2 kDa + 2 kDa redujo el COT de 239 ± 9 mg/L a 41 ± 7 mg/L. Con el escenario de 5 kDa + 2 kDa, las remociones de COT y color fueron menores. Por último, el escenario de 5 kDa + 5 kDa fue el más pobre en rendimiento, ya que la membrana de 5 kDa mostró una retención ligeramente inferior de color y COT. Teniendo en cuenta las ventajas de alta retención, las muestras de permeado de ambos escenarios 2 kDa + 2 kDa y 5 kDa + 2 kDa se probaron en el teñido de la tela y se encontró con éxito. Estos hallazgos sugieren que el escenario de tratamiento propuesto para recuperar agua salada para su reutilización puede ser aplicable para aguas residuales de características cambiantes, lo que es típico en los procesos de teñido textil.

Petrinic *et al.*, (2015) estudiaron las posibilidades técnicas y económicas de agregar un proceso de UF como pretratamiento para eliminar contaminantes coloidales de diámetro de partícula mayores a $0.4 \mu\text{m}$, y para eliminar el ensuciamiento de la membrana antes de un proceso final de OI, que da como resultado un permeado que cumpliría los criterios de reutilización. Los resultados muestran que el tratamiento de UF-OI eliminó entre 91.3% y 99.8 % de los contaminantes del efluente como elementos metálicos, orgánicos y compuestos inorgánicos. Contaminantes como: sólidos suspendidos, níquel, nitrógeno amónico, sulfatos, DQO y DBO_5 fueron eliminados por completo, las concentraciones en el permeado estaban por debajo de los límites de detección, por lo que la calidad del proceso de UF-OI se aceptó. Se realizó un análisis de viabilidad económica basado en una capacidad de reutilización de $30,000 \text{ m}^3/\text{año}$ de agua tratada. Específicamente, los costos actuales del agua (costos operativos del tratamiento, el uso de agua potable e impuestos) se compararon con la inversión requerida para implementar los procesos de UF-OI; con base en los resultados científicos presentados, se mostró que existe un potencial para implementar este proceso.

Recientemente, Khanzada *et al.*, (2017) compararon a escala piloto la eficiencia de rechazo de las membranas de OI con múltiples opciones de pretratamiento en diferentes recuperaciones de agua (30, 35, 40, 45 y 50 %) y concentraciones de sólidos disueltos totales (TDS) (3,500, 4,000 y 4,500 mg/L). Se preparó agua salobre sintética y se realizaron evaluaciones de rendimiento utilizando membranas de OI (Filmtec LC-LE-4040 e Hydranautics CPA5-LD-4040) precedidas por filtros de cartucho de 5 y 1 μm , membrana de UF de 0.02 μm y membrana de ósmosis directa (OD) usando NaCl y MgCl_2 0.25 M como soluciones de extracción (DS). Se reveló que la membrana de OD con 0.25 M de MgCl_2 utilizada como DS y seguida de una membrana de UF Filmtec dio un 98 % de rechazo general, pero la UF enfrentaba un alto potencial de incrustación debido a la alta presión aplicada. El uso de filtros de cartuchos de 5 y 1 μm antes de la membrana Filmtec también mostró resultados efectivos con un 95 % de rechazo de sal.

De acuerdo a las investigaciones reportadas, se coincide en que los procesos de membrana son utilizados para recuperar agua para reúso y la elección del tipo de proceso e hibridación depende de la calidad del agua requerida y la operatividad del mismo.

1.1 Características de los efluentes de la industria alimenticia

La industria alimenticia conlleva el uso de una gran cantidad de agua, en las diferentes partes de los procesos de producción; entre éstas se encuentran, el lavado de la materia prima, dilución, enfriamiento, elaboración, incorporación de agua al producto, transporte del producto. Además de la producción del alimento, el agua también se requiere para la limpieza de máquinas e instalaciones. El consumo de agua origina a su vez, efluentes acuosos de diverso contenido y grado de contaminación, que en su mayoría se caracterizan por una alta concentración de materia orgánica, grasa, colorantes y sales, lo cual se refleja en los parámetros de calidad de agua como DBO_5 , sólidos, nitrógeno y sales.

En la Tabla 1.1 se presentan algunos contaminantes que frecuentemente se encuentran en los efluentes de la industria alimentaria; el estudio fue realizado por la División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente, del Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile (DRHMA, 2005).

Tabla 1.1 Rangos de contaminación de algunos efluentes de la industria alimenticia.

Industrias	DBO ₅ (mg/L)	Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)	Nitrógeno Orgánico (mg/L)
Conservas vegetales	90 – 3,000	200 – 2,300	N. E
Conservas frutas	240 – 1,600	185 – 640	N. E
Cítricos	80 – 950	25 – 140	N. E
Lácteos	1,890	560	73
Cárnicos	520 – 32,000	220 – 15,210	33 – 5,400
Pescados	42 – 112,500	2,500 – 66,400	N. E
Cervecería	750 – 1,000	800 – 1,000	13 – 24

*N.E. No especificado

De acuerdo a los datos de la Tabla 1.1, es posible encontrar efluentes de baja a muy alta carga, señalados por el contenido de DBO₅ y cantidad de sólidos presentes. Cuando el efluente residual proveniente de este sector, presenta características muy altas de contaminación orgánica, y además conlleva otros productos químicos resistentes a la degradación biológica (generalmente son producto de la limpieza de equipos), el tratamiento para su depuración es complejo, requiriéndose un tren de tratamiento que resulta también costoso, particularmente, si el objetivo es la recuperación de agua.

El problema de contaminación de los efluentes alimenticios se agrava aún más, si éstos se mezclan con aguas residuales de servicio, ya que se incrementa el contenido

de materia orgánica con residuos fecales. Esta mezcla anula la posibilidad de la recuperación de agua, si se requiere utilizar nuevamente en la elaboración del alimento. Actualmente para recuperar el agua con posibilidades de este tipo de reuso, se sugiere analizar los efluentes de cada una de las etapas de manufactura del producto, y así determinar, en cuál de ésta resulta factible llevar a cabo el tratamiento, asegurando la recuperación de agua con características de alta pureza, además de la disminución de costos (Muro *et al.*, 2009). En la industria alimenticia, los efluentes varían de etapa a etapa, por tanto, es necesario analizar cada una de ellas para identificar en cual es posible implementar un proceso de recuperación.

1.2 Procesos de tratamiento de efluentes de la industria alimenticia

Los procesos de tratamiento en efluentes de la industria alimenticia que han sido utilizados, con el fin de reutilizar el agua o bien de disponerla, se pueden clasificar en aquellos que aplican principios físicos: como la flotación, sedimentación, filtración; los que implican la actividad biológica de microorganismos para degradar la materia orgánica biodegradable; y los que incluyen la separación o conversión de sus componentes por productos químicos como la precipitación química, neutralización, oxidación, coagulación-floculación. Dichos procesos logran un porcentaje de remoción de los componentes, que dependiendo de lo que se requiera como producto final, se toma como único o una serie de tratamientos (Ilaneza, 2012).

Los procesos de filtración con membranas son considerados procesos de separación-concentración limpios, utilizados frecuentemente para purificar, concentrar y separar partículas finas contenidas en disoluciones. Su aplicación en la industria es variada, sin embargo, para el tratamiento de aguas son utilizados como métodos avanzados de depuración de efluentes industriales, para obtener agua con posibilidades de reuso. La regeneración de agua de uso industrial, se logra gracias a la capacidad de las membranas para separar partículas disueltas difíciles de remover por otros tratamientos (Escobar-Jiménez, 2012).

Los procesos híbridos de membrana son llamados así, debido a que se adicionan otras operaciones unitarias a dichos procesos, los cuales pueden ser: 1) aquellos en los que la operación de membrana se lleva a cabo de forma complementaria con otra operación unitaria diferente a ésta, implementándola generalmente antes de la operación con membrana, 2) se pueden implementar varios procesos de membrana, como por ejemplo UF-NF, 3) en otros procesos híbridos es posible encontrar operaciones, en los que la solución a tratar puede sufrir un cambio de temperatura suficiente para evaporar y filtrar al mismo tiempo (Gang *et al.*, 2015).

En la Figura 1.1, se presenta un diagrama que representa a los procesos híbridos de membrana, donde se puede observar que éstos procesos consisten en sistemas que integran más de un proceso de separación, de acuerdo a lo siguiente, 1) un proceso de separación más uno de membrana (antes o después), como extracción-ultrafiltración, 2) procesos secuenciales de membrana, como ultrafiltración-Osmosis inversa, 3) procesos en los que la misma unidad de membrana se llevan a cabo procesos de extracción o absorción, 4) procesos de membrana asistidos, los cuales se realizan con la ayuda de un floculante o formador de micelas, y 5) procesos de membrana en los que tiene lugar una reacción, como los biorreactores y reactores de oxidación química.

En los procesos híbridos que contienen un proceso antecesor al de membrana, se integran la filtración por gravedad, sedimentación, coagulación-floculación, intercambio iónico, electrólisis y tratamientos biológicos; las cuales generalmente se llevan a cabo para eliminar sólidos suspendidos, sales y sustancias coloidales, a fin de mejorar el proceso de membrana, haciéndolo más eficiente (Kaya *et al.*, 2015).

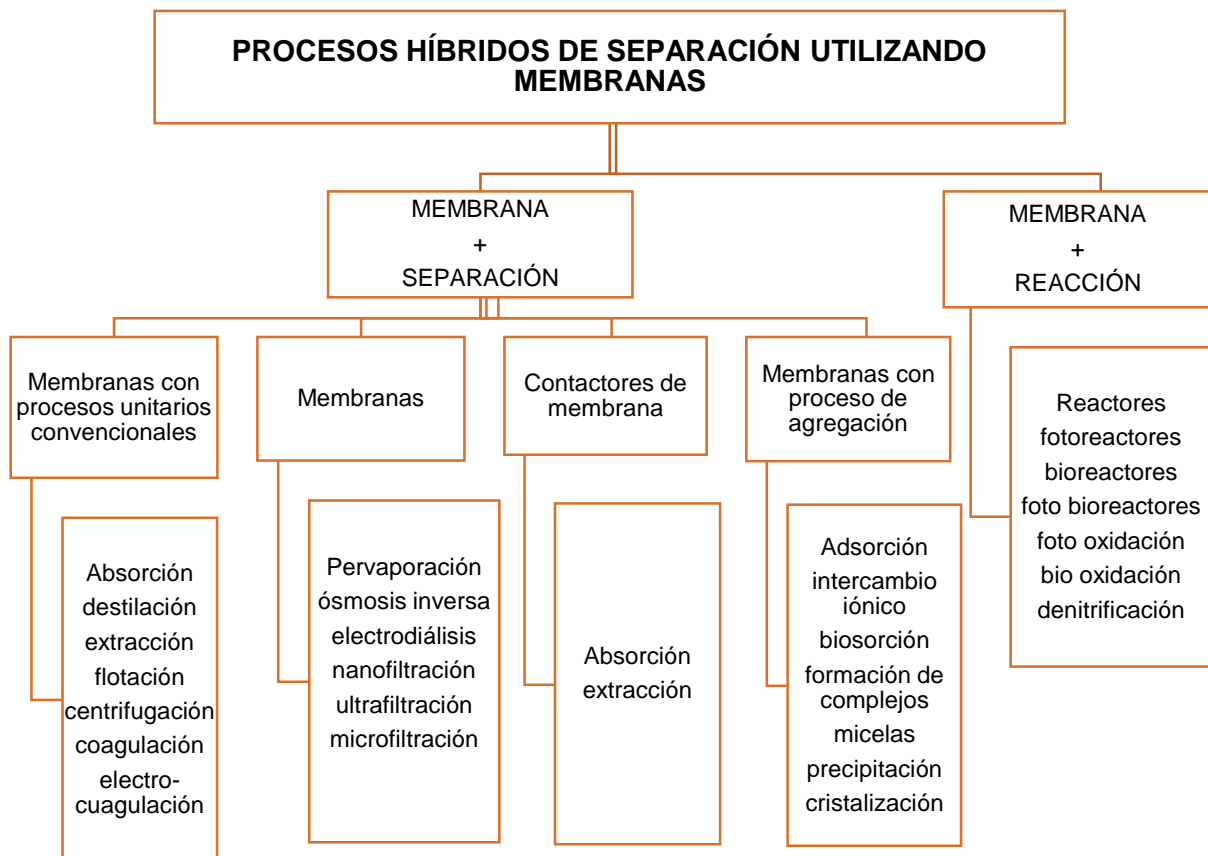


Figura 1.1 Clasificación de los procesos híbridos a base de membrana.

Fuente: Kaya *et al.*, 2015

1.3 Coagulación-floculación como operación previa al uso de membranas

El tratamiento de coagulación-floculación generalmente se utiliza en combinación con otras operaciones y en forma previa a éstas, y es frecuentemente sugerido en el caso de los procesos de membrana dirigidos a la recuperación de agua (Gang *et al.*, 2015). La coagulación se utiliza para desestabilizar las partículas en suspensión, es decir, facilitar su aglomeración y la floculación. Las partículas se aglutinan para formar un flóculo que pueda ser fácilmente eliminado por los procedimientos de flotación, decantación y filtración. A continuación, se presentan dos mecanismos básicos de

coagulación de componentes en agua con alto y bajo contenido de sólidos suspendidos (Andía, 2000):

Coagulación por adsorción. Se presenta cuando el agua tiene una alta concentración de partículas en estado coloidal; cuando el coagulante es adicionado al agua turbia, los productos solubles de los coagulantes son absorbidos por los coloides y forman los flocúlos en forma casi instantánea. La representación de este mecanismo se muestra en la Figura 1.2.

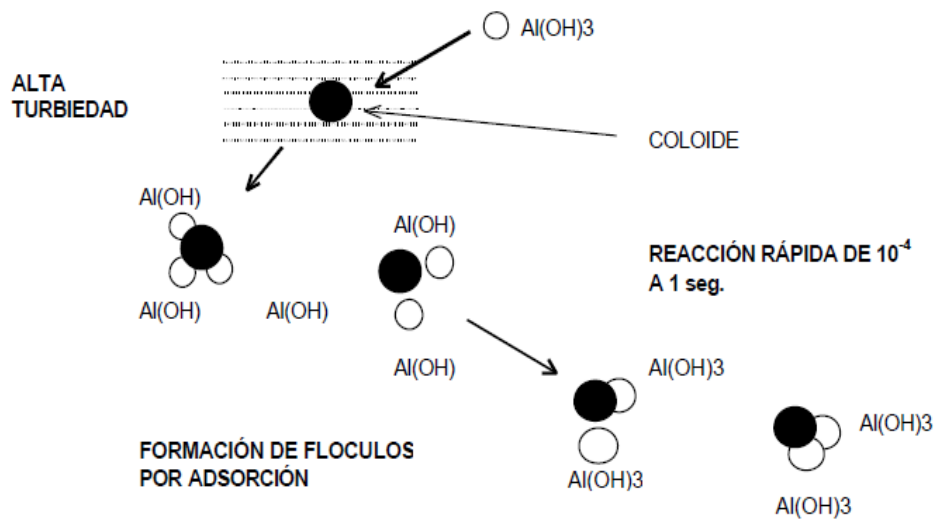


Figura 1.2 Coagulación por adsorción.

Fuente: www.mindmeister.com/es/793674417

Coagulación por barrido. Este tipo de coagulación se presenta cuando el agua es clara (presenta baja turbiedad) y la cantidad de partículas coloidales es pequeña; en este caso las partículas son entrampadas al producirse una sobresaturación de precipitado de sulfato de aluminio o cloruro férrico; su mecanismo se presenta en la Figura 1.3.

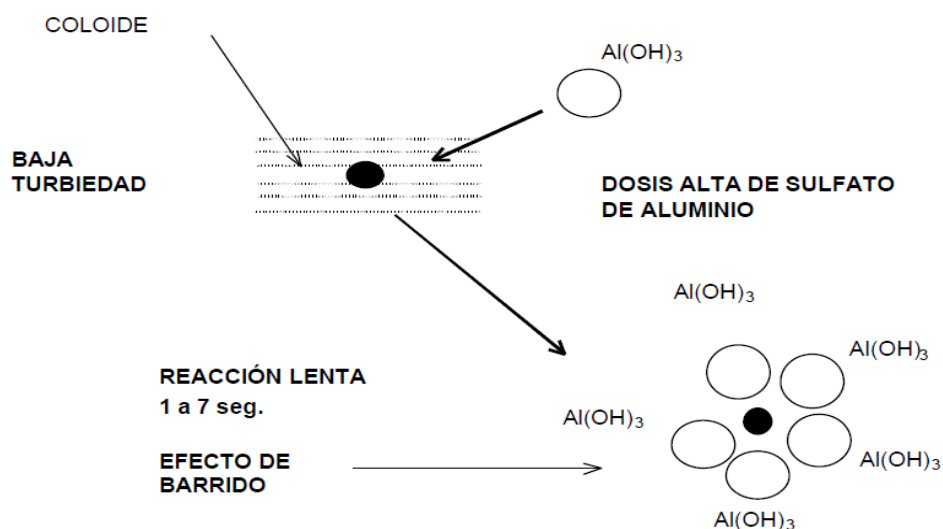


Figura 1.3 Coagulación por barrido.

Fuente: www.mindmeister.com/es/793674417

Los agentes coagulantes que se utilizan para el proceso pueden ser inorgánicos y orgánicos.

- Agentes coagulantes inorgánicos. Este grupo comprende sales de hierro y aluminio como lo son el sulfato de aluminio, sulfato ferroso, sulfato férrico, cloruro férrico, aluminato de sodio y polímeros de aluminio (Guida *et al.*, 2006).
- Agentes coagulantes orgánicos. Comprende los polielectrolitos que son polímeros con grupos ionizables, que en el agua se disocian en polímeros cargados o iones pequeños de carga opuesta a la materia coloidal, como el alginato de sodio, almidones, quitosano, carboximetil celulosa, semillas de Nirmali, sílica activada, entre otros (Zemmouri *et al.*, 2012).

El proceso de coagulación con agentes inorgánicos se basa en el uso de Al (III) o Fe (III) en forma de sales, también pueden combinarse con sales de calcio y el uso de polímeros como floculantes. Para sales de aluminio el rango de pH para la coagulación es de 6.5 a 8.0 y para las sales de hierro, el rango de pH es de 5.5 a 8.5 unidades. Las dosis de coagulante varían en una amplia gama de 150 a 600 mg/L y

250 a 2,000 mg/L de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ que se utiliza para el tratamiento de agua doméstica y aguas residuales, respectivamente; mientras que de 20 a 60 mg/L de alumbre fue sugerido como un intervalo apropiado para la producción de agua potable (Guida *et al.*, 2006).

Es necesario considerar la cantidad máxima de coagulante que puede ser adicionada al agua, para la coagulación de las sustancias que se desean separar. Esto es debido a la cantidad de residuos que pueden quedar en el agua, una vez que se han retirado los coágulos. Al respecto se encontró, que el nivel máximo de coagulante (MCL) de Al (III) debe ser de 0.2 y 1 mg/L para el agua potable (Guida *et al.*, 2006), por tanto, se debe cuidar no rebasar estos límites para no obtener agua contaminada por residuos de estas sustancias.

La floculación es el proceso que sigue a la coagulación; consiste en la agitación de la masa coagulada que sirve para permitir el crecimiento y aglomeración de los flóculos recién formados con la finalidad de aumentar el tamaño y peso necesarios para sedimentar con facilidad (Scholz, 2015).

La floculación es favorecida por el mezclado lento, para permitir juntar poco a poco los flóculos; un mezclado demasiado intenso los rompe y difícilmente se vuelven a formar en su tamaño y fuerza óptimos. La floculación no solo incrementa el tamaño de las partículas del flóculo, sino que también aumenta su peso. La floculación puede ser mejorada por la adición de un reactivo de floculación o ayudante de floculación, tal como se muestra en la Figura 1.4 (Andía, 2000).

Los floculantes son polímeros o polielectrolitos con pesos moleculares muy elevados, moléculas orgánicas solubles en agua formadas por bloques denominados monómeros, repetidos en cadenas larga (Andía, 2000).

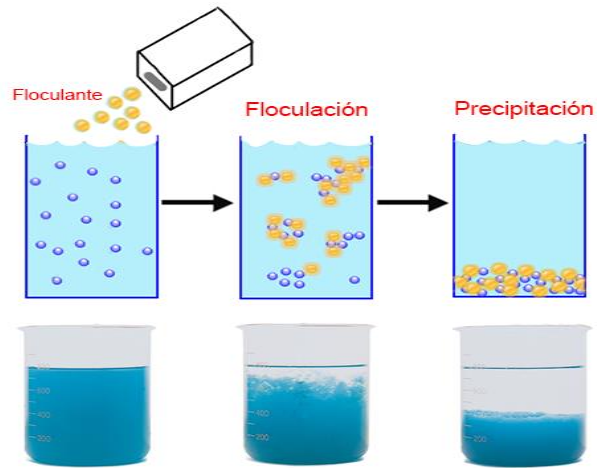


Figura 1.4 Floculación mejorada con el reactivo de floculación.

Fuente: Andía, 2000

Existen 2 tipos de floculación (Scholz, 2015). La floculación pericinética, se define como un producto del movimiento natural de las moléculas del agua y está inducida por la energía térmica, este movimiento es conocido como el movimiento browniano. Floculación ortocinética. Se basa en las colisiones de las partículas debido al movimiento del agua, inducido por una energía exterior a la masa de agua y que puede ser de origen mecánico o hidráulico. Después que los contaminantes son coagulados, es necesario que se produzca la aglomeración de los microfloculos; para esto, se produce primero la floculación pericinética seguido de la floculación ortocinética.

1.4 Procesos de tratamientos de efluentes con membranas

La tecnología con membranas se ha convertido en una parte importante de la tecnología de separación en los últimos decenios. La fuerza principal de la tecnología de membrana es que trabaja sin la adición de productos químicos, con un uso relativamente bajo de la energía y condiciones de proceso fáciles y bien dispuestas. Las membranas se utilizan cada vez más a menudo, para la obtención de agua tratada procedente de aguas subterráneas, superficiales o residuales (Cassano *et al.*, 2015).

El principio es bastante simple: la membrana actúa como un filtro muy específico que dejará pasar el agua, mientras que retiene los sólidos suspendidos y otras sustancias. En la Figura 1.5, se muestra un esquema que representa a una membrana y su forma de actuar. La membrana funciona como una pared de separación selectiva en la que ciertas sustancias pueden atravesarla, mientras que otras quedan atrapadas en ella (Koyuncu *et al.*, 2015).

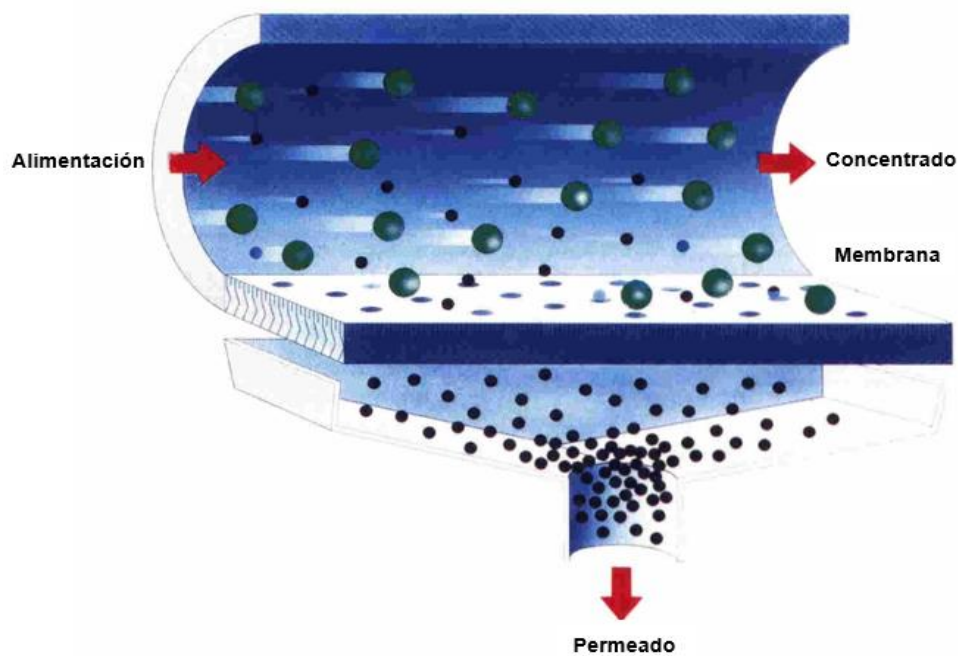


Figura 1.5 Principio de una membrana.

Fuente: mgfiltration.com/index.php/es

Para que el agua y algunas sustancias atraviesen la membrana, es necesario aplicar un gradiente de potencial, como presión o el mantenimiento de un gradiente de concentración en ambos lados de la membrana, o bien, la introducción de un potencial eléctrico. El potencial se aplica de forma individual o combinada.

En el tratamiento de aguas residuales, la tecnología por membrana tiene dos campos de acción: la recuperación del agua y la recuperación de los materiales contenidos en

los efluentes. Algunas ventajas de la aplicación de esta tecnología en el tratamiento de aguas residuales son las siguientes (AWWA, 1996):

- La separación se lleva a cabo a temperatura ambiente sin cambio de fase, lo que implica ahorro de energía en comparación con otras operaciones.
- La operación se lleva a cabo sin acumulación de productos dentro de la membrana en comparación con la filtración clásica de flujo ciego o perpendicular.
- Las operaciones con membrana pueden funcionar continuamente sin un ciclo de regeneración, como ocurre en tratamientos de intercambio iónico con resinas.
- La separación no necesita la adición de productos químicos (salvo algunos casos), esto mejora la calidad del producto, deja menos residuos y representa un ahorro adicional.

Cuando el proceso de filtración por membranas es regido por la presión, los procesos se dividen en microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI). En la Figura 1.6 se muestra el tamaño de las partículas para cada tipo de membrana que es regido por presión, y en la Figura 1.7 se hace alusión a la capacidad de cada tipo de membrana para llevar a cabo la separación de ciertos componentes (Fane *et al.*, 2011).

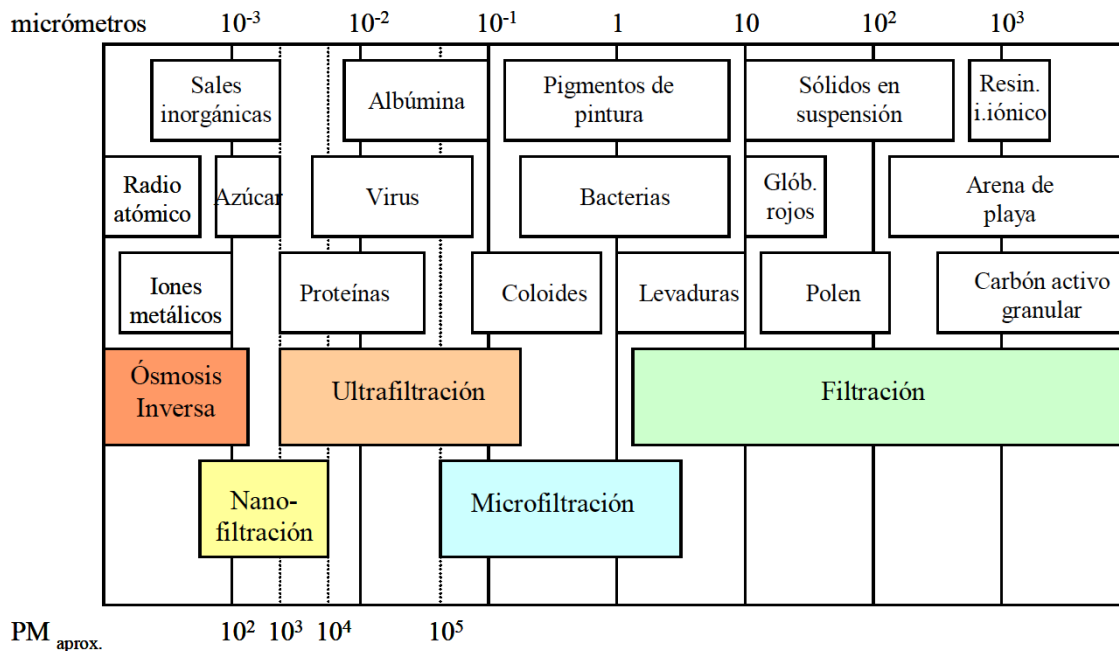


Figura 1.6 Tamaño de las partículas para cada tipo de membrana.

Fuente: depuradorasaguasresiduales.es/tecnología-de-membranas

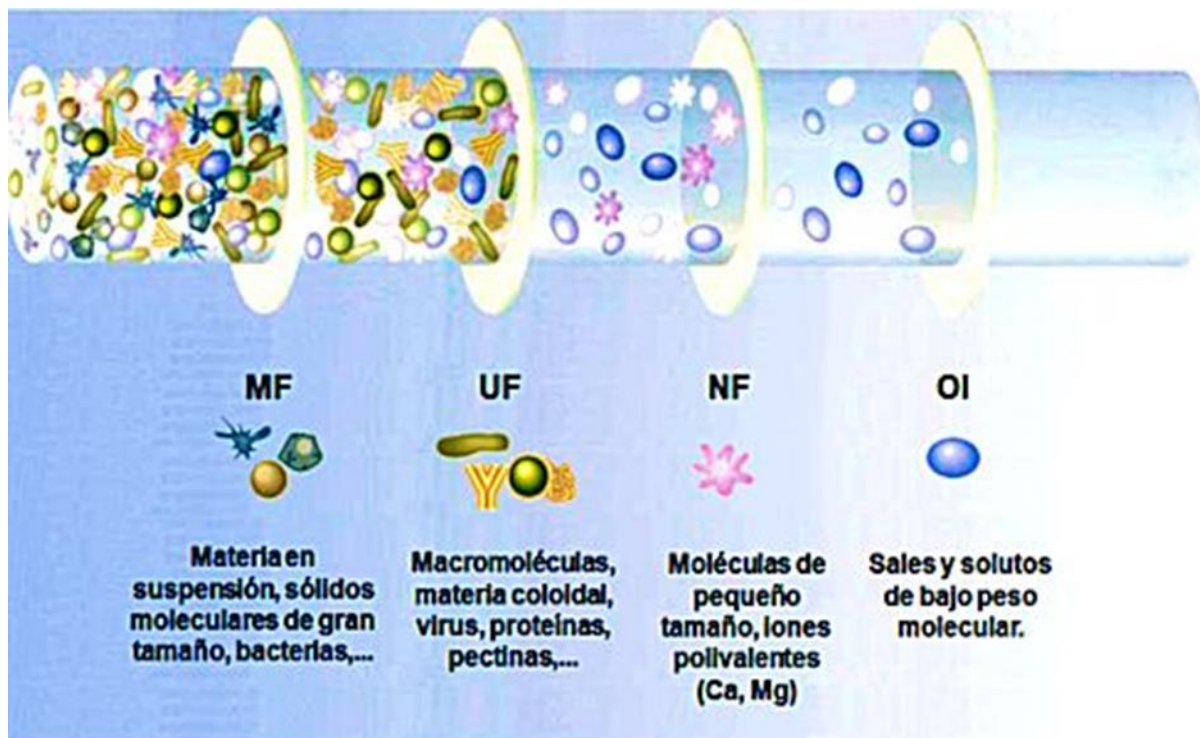


Figura 1.7 Filtración de moléculas específicas para cada tipo de membrana.

Fuente: www.acondicionamientos.com.ar/nanofiltracion

En el caso de que la filtración de membrana sea requerida para retirar partículas entre 0.1 y 10 micras se aplican membranas de MF y UF. Debido al carácter abierto de este tipo de membranas, su productividad es alta mientras que las diferencias de presión son bajas. De acuerdo a la Figura 1.6, mediante la MF es posible remover partículas en el intervalo de 0.1 a 1 micrómetro. En general, las partículas en suspensión y los coloides grandes son rechazadas, mientras que las macromoléculas y los sólidos disueltos pasan a través de la membrana. Este proceso se utiliza para la remoción de bacterias, material floculado y sólidos totales disueltos en aguas de enfriamiento. Las presiones de trabajo típicas están entre 50 y 500 kPa (Camargo, 2005; Hafez *et al.*, 2006).

Para el tratamiento de aguas, la UF se puede definir como una operación de clarificación y desinfección por membrana (AWWA *et al.*, 1996). Las membranas de UF tienen un diámetro de poro que va de 0.005 a 0.1 μm y peso molecular de corte de 1,000 a 100,000 Da (Dhariwal, 2007). El intervalo de pesos moleculares de corte de las membranas de UF es de 10 – 900 kDa. Algunos autores manejan diferencias de presión necesarias hasta 5 bar, pero la mayoría indican rangos de presión de 1 a 10 bar. Con la UF se retienen partículas coloidales, compuestos de medio y alto peso molecular (macromoléculas) en el intervalo de 20 a 100 Angstrom, como proteínas, enzimas, polisacáridos y virus, estos últimos son eliminados completamente (Camargo, 2005).

La UF se emplea habitualmente como un paso de pretratamiento en sistemas que requieren un alto nivel de purificación; seguido por otros procesos como NF u OI que satisfagan las necesidades de calidad de los procesos. La forma habitual de clasificar estas membranas, es mediante el peso molecular de corte (cut-off molecular weight), definido como el peso molecular de las proteínas, de tipo globular, que la membrana puede separar en un 90 %. Los materiales habitualmente empleados en la fabricación de este tipo de membranas son: poliacrilonitrilo, polímeros de poli cloruro de vinilo/poliacrilonitrilo, polisulfonas, poli (fluoruro de vinilideno), poliamidas aromáticas, acetato de celulosa y materiales cerámicos (óxidos de titanio, aluminio y silicio). Las

membranas se suelen disponer en módulos de tipo placa-bastidor, tubulares, de membrana enrollada en espiral o de tipo fibra hueca (Ures, 2015).

Cuando se necesita desalinizar el agua, se aplican membranas de NF y OI, como éstas no actúan según el principio de porosidad; la separación ocurre por difusión a través de la membrana. Por tanto, la presión requerida para realizar estas operaciones es mucho más alta que la requerida para la MF y UF, pero en este caso la productividad es mucho más baja (Kaya *et al.*, 2015).

Particularmente la NF se refiere a operaciones de membranas especiales que separan partículas en el intervalo de 1 nm. Las moléculas orgánicas con pesos moleculares mayores a 200 g/mol son separadas, así como las sales disueltas en el intervalo de 10 a 98 %. Las sales con aniones monovalentes (NaCl, CaCl₂) son rechazadas en un 20 a 80 %, mientras que las sales que tengan aniones divalentes (MgSO₄) logran separaciones mayores del 90 al 98 % (Camargo, 2005).

Las aplicaciones típicas de la NF son vistas en la remoción de color y compuestos orgánicos en aguas superficiales, remoción de dureza de aguas de pozo, reducción de sólidos disueltos totales y en aplicaciones de alimentos. La presión típica a través de la membrana se encuentra entre 0.5 y 15 MPa. Incluso quedan retenidos iones como el Ca²⁺ y el Mg²⁺, hecho que hace posible utilizar estas membranas para eliminar la dureza del agua, sin necesidad de dosificar reactivos químicos (Camargo, 2005).

1.4.1 Proceso de ósmosis inversa

En el proceso de OI se obtiene el nivel más fino de filtración posible. Las membranas de OI actúan como barreras a todas las sales disueltas y moléculas inorgánicas con un peso molecular mayor de 100 g/mol. La separación de solutos disueltos (incluyendo iones como Na⁺, Cl⁻) del agua a través de una membrana semipermeable de OI es

típicamente del orden de 95 a 99 %. Las moléculas de agua pasan libremente a través de la membrana, generando una corriente purificada (Camargo, 2005).

La OI se puede describir como un proceso controlado por difusión, en el que la transferencia de masa del permeado a través de las membranas de OI se rige mediante un mecanismo conocido como difusión de solución. En el mecanismo de difusión, el permeado se disuelve en el material de la membrana y luego se difunden a través de ella. Debido a que la membrana de OI es muy hidrófila, el agua puede difundirse fácilmente dentro y fuera de la estructura del polímero de la membrana.

El proceso de OI es un proceso de membrana impulsado por presión, que ha sido ampliamente aplicado y reconocido como la tecnología líder del proceso de desalinización. En la industria alimenticia, se aplica OI para la concentración de zumos de frutas y verduras, pre-concentración de leche y suero. Para el área que tiene una gran fuente de agua húmica natural o turba, la OI puede aplicarse para producir agua limpia para el suministro de agua de la comunidad. La aplicación de OI como un paso final del tratamiento de aguas residuales para la reutilización del agua y la recuperación de componentes valiosos (Wenten, 2016).

Para producir agua pura a partir de una solución salina, debe aplicarse una fuerza que sea mayor a la presión osmótica de la solución, quedando las sales retenidas por la membrana como se muestra en la Figura 1.8 (Dhariwal, 2007). Por tanto, la presión a través de una membrana de OI para desalinización de agua de mar está entre 5 y 8 MPa. Otro factor importante a controlar en el proceso OI es el pH del agua de alimentación al proceso el cual debe estar entre 4.0 y 7.5 (Camargo, 2005).

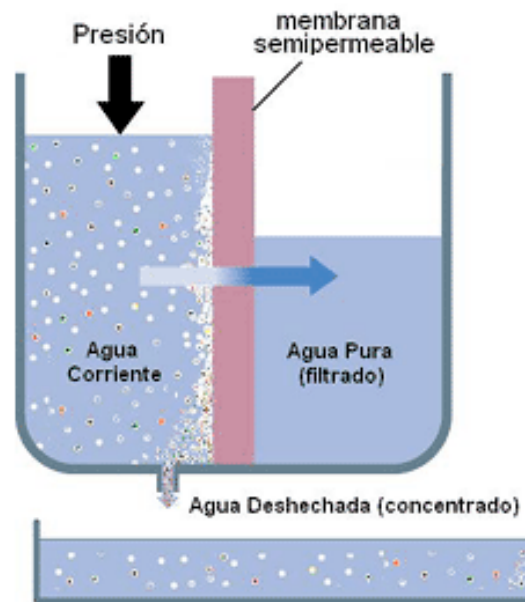


Figura 1.8 Proceso de ósmosis inversa.

Fuente: www.aquasalud.com/blog2/181

La mejora en el material de la membrana, el diseño de módulos y procesos, el pretratamiento y la recuperación de energía, han llevado a la reducción de costos que impulsa el interés en sus aplicaciones, tanto para la purificación como para la concentración, y se convierte en una tecnología líder para la desalinización salobre y de agua de mar.

1.4.2 Condiciones de operación del proceso de separación con membranas que se rigen por presión

La membrana es solo uno de los componentes del sistema de filtración. El sistema de separación, es un conjunto completo que incluye la bomba, recipientes y tuberías, conexiones asociadas, unidades de monitoreo y control de las variantes de operación (presión, flujo, entre otras). La parte de mayor importancia en estos sistemas de filtración, es el módulo de membranas. El módulo es el soporte de la membrana y debe

satisfacer una serie de requerimientos mecánicos, hidrodinámicos y económicos (Saeki *et al.*, 2017).

El flujo de alimentación es introducido por la entrada del módulo y posteriormente, conducido a la membrana; por lo que las variables de operación son controladas en este sistema. Con el propósito de obtener una alta calidad y flujo de permeado eficiente, es necesario que las condiciones de operación en el módulo utilizado y tipo de carga de alimentación sean los indicados. Las variables que se controlan para el proceso de filtración se describen a continuación:

1.4.2.1 Flujo de alimentación

La determinación del flujo de alimentación (F_a), establece los parámetros necesarios para la separación de las partículas implícitas en la filtración con membranas. Es necesario determinar bajo que F_a puede operar la membrana de aplicación, para definir el umbral de corte y tamaño de poro adecuado de la membrana y llevar a cabo una separación eficiente, acorde a los contaminantes que se desean separar. Además, es importante esta determinación, debido a que es un parámetro de referencia para la deposición y acumulación de componentes de la corriente de entrada, sobre la superficie de la membrana y/o en el interior de los poros, lo cual puede afectar la eficiencia del proceso y el mantenimiento de la membrana (De la Casa *et al.*, 2007).

1.4.2.2 Temperatura de operación en la filtración con membranas

La temperatura de operación (T_{op}) está relacionada con la densidad y viscosidad de la alimentación, tanto del soluto como del solvente. Al determinar la temperatura de proceso, se debe tener especial atención a las propiedades de la solución a filtrar. Si se aumenta la temperatura disminuye la densidad y la viscosidad del solvente, que por

lo general es agua, esto hace que aumente el volumen de permeado; pero también disminuye la viscosidad y densidad del soluto, afectando negativamente a la calidad del solvente obtenido. También es importante en el análisis del fenómeno de colmatación en la membrana, ya que el aumento de la temperatura afecta a este fenómeno, al sufrir el depósito de partículas no deseadas en la superficie.

1.4.2.3 Tiempo de operación del proceso de filtración con membranas

El tiempo de operación (t), es el tiempo en que el volumen de filtrado permanece constante. Cuando se inicia el proceso, es necesario esperar a que el flujo de salida sea constante, esto varía de acuerdo a cada separación. Es importante considerar esta variable en la separación de especies, porque regula la eficiencia del proceso hasta que se presenta el efecto de colmatación en la membrana, esto indica la necesidad de paro del sistema de filtración (Joohyen, 2013).

1.4.2.4 Presión transmembrana

La presión transmembrana (PTM), se define como el promedio de la presión de entrada (Pe) y salida (Ps) al módulo de membrana. Se utiliza la siguiente expresión para realizar el cálculo:

$$PTM = \frac{(Pe+Ps)}{2} \dots\dots\dots(1)$$

De igual manera se puede establecer la PTM, a través de la diferencia de las presiones de entrada y de salida al módulo de la membrana, utilizando la expresión:

$$PTM = \Delta P = (Pe - Ps) \dots\dots\dots(2)$$

La PTM es una de las variables más importantes que afectan el flujo de permeado y su calidad, ya que es posible que con una PTM baja, se obtenga escasa densidad de permeado, mientras que, si se tiene una PTM alta, produce obstrucción en los poros de la membrana; sin embargo, no siempre se cumple esto en la mayoría de los procesos, porque depende de las características de las membranas y de la solución de alimentación. Por lo tanto, es necesario determinar la PTM requerida para cada proceso específico (Benítez *et al.*, 2011).

1.4.2.5 Velocidad de flujo

La velocidad de flujo (V_f), es referida a la velocidad del caudal a través de la membrana; está en función de la potencia de la bomba que suministra el fluido a tratar, el volumen que soporta la membrana y de una válvula dosificadora de flujo, que está a la salida del módulo de la membrana. La velocidad de flujo se determina por la siguiente ecuación:

$$V_f = \frac{F_a}{A_{tm}} \dots \dots \dots (3)$$

En donde F_a es el caudal que circula en el interior de la membrana, A_{tm} es el área transversal de la membrana y V_f está dada por lo general en (m/s). Para que se logre un funcionamiento eficiente en las membranas, es recomendable utilizar velocidades altas para generar turbulencia y evitar los efectos de acumulación de partículas en la superficie y/o poros. Sin embargo, el valor de esta variable debe determinarse en cualquier separación con membranas, ya que es de uso exclusivo de cada proceso; estudiándose conjuntamente con la bomba y la membrana a utilizar (Ibáñez *et al.*, 2013).

1.4.3 Características de las membranas

Para seleccionar las membranas adecuadas a las necesidades de la separación, es determinante conocer sus características. Los principales requisitos que debe cumplir una membrana se refieren a la permeabilidad y selectividad, resistencia mecánica adecuada, estabilidad química y térmica en las condiciones de trabajo, baja velocidad de obstrucción, un largo y confiable funcionamiento y una relación costo/producción, que debe ser mejor que en otros procesos de separación (Muro *et al.*, 2009). En este sentido, las propiedades de las membranas, están en función de los aspectos que determinan estas características, mencionando las características a continuación:

1.4.3.1 Morfología de los poros de las membranas

Las membranas se clasifican en microporosas y asimétricas. Las primeras pueden ser isotrópicas (con poros de tamaño uniforme a lo largo del cuerpo de la membrana) o anisotrópicas (donde los poros cambian de tamaño de una superficie a otra). Las membranas microporosas están diseñadas para retener todas las partículas por encima de un tamaño determinado, aunque con frecuencia los poros son mucho mayores que las partículas que retienen. Las membranas asimétricas están formadas por una fina película superficial (de 0.1 a 0.5 μm), la cual se soporta sobre una subcapa porosa con un espesor entre 50 y 150 μm .

De igual manera las membranas se clasifican en porosas, densas (no porosas), y de intercambio iónico. Esta estructura define el mecanismo de transporte del material a través de la membrana. En las membranas porosas el mecanismo de transporte es la convección de las partículas hacia la membrana y el paso de los materiales, cuyo diámetro sea menor que el tamaño del poro de la membrana. Estas también pueden clasificarse de acuerdo a su tamaño de poro, la IUPAC (1985) define los siguientes tamaños: macroporos mayores de 50 nm, mesoporos en el rango de 2 a 50 nm, microporos menores de 2 nm. Las membranas de MF, UF, NF y diálisis (DIA) son

porosas, la diferencia entre ellas es el tamaño de sus poros. Las membranas de MF tienen macroporos, mientras que las de NF contienen microporos (AWWA *et al.*, 1996). Dentro de la morfología de la membrana se incluye la densidad de poro, dada como la cantidad de poros que existen por área superficial; la tortuosidad, definida como la forma que tiene la cavidad del poro y la rugosidad de la superficie de la membrana (De la Casa, 2006).

En las membranas densas el mecanismo de transporte, es la difusión de las moléculas a través de la membrana, la permeabilidad está determinada por el espesor de la membrana y las propiedades físicas y químicas del material. Las membranas de ósmosis inversa son de este tipo, así como las membranas de intercambio iónico, que comúnmente son geles con cargas negativas o positivas. Las que tienen cargas positivas fijadas se denominan membranas de intercambio aniónico, mientras que una membrana de intercambio catiónico es aquella que posee cargas negativas.

1.4.3.2 Umbral de corte y tamaño del poro en una membrana

El umbral de corte se define como la capacidad que tiene una membrana para impedir que una partícula pase a través de ella. Se puede determinar mediante la relación que existe entre el tamaño del poro de las membranas y el peso molecular de la partícula que se rechaza, es decir, si se tiene una membrana que tenga tamaño de poro pequeño, permitirá el paso de partículas con un bajo peso molecular y rechazará aquellas de mayor peso molecular (Cuartas *et al.*, 2005). Las unidades del umbral de corte son los Dalton (Da) que equivale a una unidad de masa atómica (uma). Cuando el peso es relativamente grande se usa el término kilo Dalton (kDa).

El tamaño de poro es el diámetro o radio del poro de la membrana en μm o nm . Por lo general, el tamaño del poro de una membrana comercial es proporcionado por el fabricante.

1.4.3.3 Selectividad de la membrana

La selectividad de la membrana es una relación de su permeabilidad, algunas veces viene determinada por la medida de la partícula, la cual está en función del umbral de corte, la afinidad química definida por la correlación de las partículas contenidas en solución con el material de la membrana y, por último, la movilidad de los componentes a través de la membrana dependiendo del tipo de procesos de filtración (Guizard, 2008).

Los procesos de membrana consideran que la permeabilidad se mide a través de la densidad de permeado (J_p), considerando el volumen en el tiempo de filtrado y área de la membrana. A través de la calidad del permeado se mide la afinidad física y química de la membrana por los componentes a permear o rechazar de la solución alimentada.

1.4.3.4 Densidad de flujo de permeado

La densidad de flujo de permeado (J_p) es el volumen de permeado, el cual depende del tiempo (t) y del área de la membrana (A). Cuando se trata de recuperar agua en el tratamiento de efluentes con el proceso de filtración tangencial, se busca obtener la mayor J_p durante el mayor tiempo posible para que el proceso sea rentable (Benítez *et al.*, 2011). El valor de J_p proporcionado por una membrana se obtiene con la siguiente relación:

$$J_p = \frac{V_p}{tA} \dots \dots \dots (4)$$

Donde J_p está dada en $L/h \cdot m^2$, t es el tiempo de operación en h, A es el área de la membrana en m^2 y V_p es el volumen de permeado en L (Lau *et al.*, 2013).

1.4.3.5 Calidad del permeado

La calidad del flujo de permeado se mide de acuerdo a la modificación del valor en los parámetros, medidos en el flujo de alimentación y en los flujos de salida de la membrana. En el caso del tratamiento de aguas con membranas, los parámetros que se miden generalmente son pH, DQO, turbiedad y conductividad, entre otros. Con respecto a la evaluación de los componentes que se haya removido en relación con los que se encontraban en el flujo de alimentación, se utiliza la afinidad física y química.

La afinidad física se refiere al tamaño de la partícula que tiene que atravesar el poro de la membrana medido por el umbral de corte. La afinidad química se refiere a la libre permeación o rechazo de la membrana por los componentes de una solución. Cuando lo que se desea permear es agua, la membrana debe ser selectiva para el agua, por tanto, teóricamente rechazará cualquier partícula diferente a esta sustancia. Para evaluar la separación de un componente en una solución a través de la membrana se utiliza el factor de selectividad (F_s), dado por la siguiente expresión.

$$F_s = \frac{C_p}{C_a} \dots \dots \dots (5)$$

Donde C_p y C_a representan las concentraciones de las especies de interés en los flujos de permeado y alimentación a la membrana respectivamente. A través de F_s es posible obtener el porcentaje de rechazo ($\%R$) de un componente, mediante la siguiente expresión (Cassano *et al.*, 2011).

$$\%R = (1 - F_s) \times 100 \dots \dots \dots (6)$$

El porcentaje de rechazo establece la remoción de partículas en función de la concentración de las especies que participan.

1.4.3.6 Resistencia hidráulica

La resistencia hidráulica (R_m), es la resistencia que presenta la membrana al paso libre del agua, se obtiene con la siguiente relación matemática.

$$R_m = \frac{\Delta P}{\mu J_p} \dots \dots \dots (7)$$

Donde ΔP es la caída de presión a través de la membrana, μ es la viscosidad absoluta de cada uno de los componentes que se permean y J_p es la densidad de permeado dada en $L/h \cdot m^2$. Este parámetro se debe obtener para establecer si la membrana es útil en la separación planteada (Benítez *et al.*, 2011; Pandolfi, 2008).

1.4.3.7 Coeficiente de permeabilidad hidráulica

El coeficiente de permeabilidad hidráulica (L_p), es la relación ideal existente entre la máxima densidad de flujo de permeado y la PTM, en el paso libre de agua por la membrana. Se determina con agua libre de carga y se calcula con la siguiente relación (Benítez *et al.*, 2011; Ibáñez *et al.*, 2013):

$$L_p = \frac{J_p}{PTM} \dots \dots \dots (8)$$

Donde J_p es la densidad de flujo de permeado dada en $L/h \cdot m^2$, cuando se hace pasar a través de la membrana agua destilada o desionizada y se mide de acuerdo a la PTM durante el paso del agua con esas características. Con el factor L_p se verifica la integridad de una membrana, ya que éste debe ser constante a una PTM establecida cuando la membrana se encuentra completamente limpia. En el proceso de limpieza es necesario verificar este valor, para indicar que la membrana se encuentra libre de obstrucción.

1.4.3.8 Fenómenos de polarización y colmatación en una membrana

La colmatación se debe a la deposición y acumulación de componentes de la corriente de entrada sobre la superficie de la membrana y/o en el interior de los poros de la misma. El problema de colmatación es uno de los factores limitantes en la filtración con membranas. Se manifiesta con el descenso en J_p , aumento de la PTM, cambios en las características filtrantes de la membrana y en la calidad del filtrado.

Casi todos los componentes en solución colmatan las membranas hasta cierto punto, dependiendo de la naturaleza de las membranas y del soluto principalmente. Cuando una membrana ha sido seleccionada, después del análisis de las características del efluente en que se desarrollará la separación, las causas de la colmatación se deben al manejo inadecuado de las condiciones del proceso. El tiempo excesivo de operación de la membrana, también favorece su colmatación. Este fenómeno, disminuye considerablemente la densidad de flujo de permeado J_p . Esto significa que se considera que cuando se utilizan fluidos reales, existen interacciones entre el fluido y la membrana. El primer efecto de estas interacciones es la de provocar una caída continua en el tiempo del flujo que pasa a través de la membrana Figura 1.9 (Guizard, 1999).

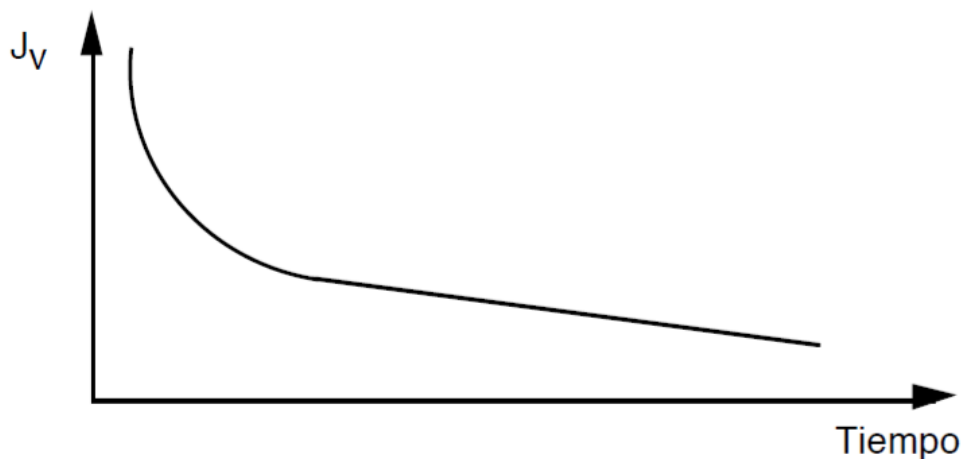


Figura 1.9 Evolución del flujo en el tiempo de una membrana usada en la filtración de un fluido real.

Fuente: Guizard, 1999

Esta disminución del flujo volumétrico puede ser importante, dependiendo del fluido tratado y de la membrana utilizada, particularmente en los casos de MF y de UF. En casos extremos, el flujo final puede llegar a ser menor de un 5 % del flujo de la membrana cuando se utiliza agua pura. La disminución del flujo se atribuye a varios factores como concentración de polarización, la adsorción, la formación de una capa de gel y/o el taponamiento interno de los poros. Se pueden considerar estos fenómenos como resistencias adicionales al flujo volumétrico a través de la membrana. En estas condiciones el flujo volumétrico se escribe:

$$J_v = \frac{\Delta P}{\eta R_{tot}} \dots \dots \dots (9)$$

En la cual, ΔP es la caída de presión a través de la membrana, η representa la viscosidad del fluido a la temperatura de la filtración y R_{tot} representa la resistencia total que se opone al flujo volumétrico. Esta resistencia total se puede descomponer en diferentes contribuciones como se muestra en la Figura 1.10, según este modelo las diferentes resistencias son aditivas:

$$R_{tot} = R_m + R_a + R_b + R_g + R_p \dots \dots \dots (10)$$

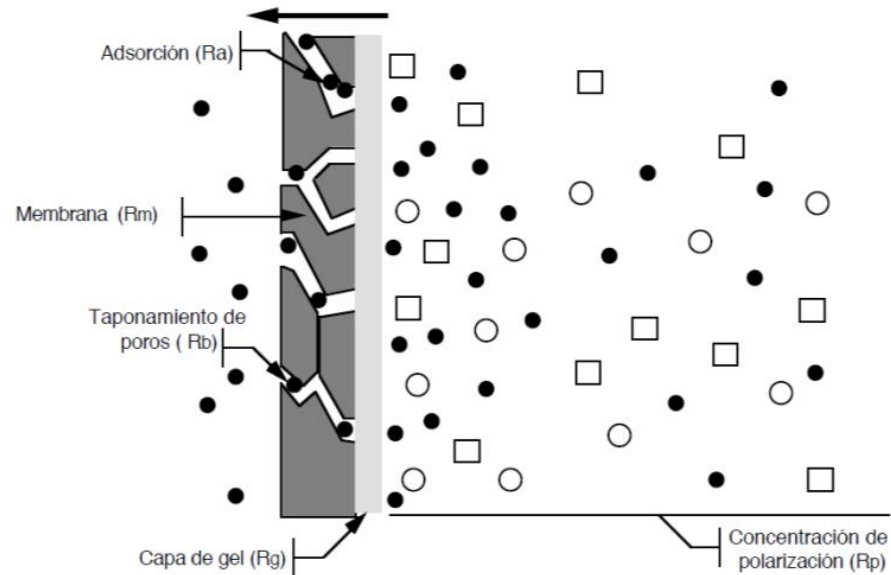


Figura 1.10 Representación esquemática de las diferentes resistencias que se oponen al flujo volumétrico en una membrana porosa.

Fuente: Guizard, 1999

Para corregir la colmatación de una membrana es necesario operar la membrana en condiciones que favorezcan la prolongación del tiempo de colmatación. Una vez colmatada la limpieza de la membrana es la solución a ese problema. En términos generales, la limpieza se puede realizar en forma física y/o química, dependiendo del grado de colmatación y se realiza en forma periódica (Cheryan, 1998).

En la limpieza química se utilizan detergentes o agentes de limpieza (soluciones de ácidos, bases y peróxidos en bajas concentraciones). Los agentes de limpieza solubilizan, dispersan o disuelven las sustancias contaminantes. La limpieza mecánica se realiza con aire, agua y en otras ocasiones con un bactericida disuelto si es necesario. La limpieza se hace por un retro lavado, con alta velocidad en el caudal de alimentación para desalojar las partículas que obstruyen los poros (De la Casa, 2006).

2. MÉTODO

El diagrama de la Figura 2.1 comprende las etapas del método, para el análisis de la recuperación del agua de una industria alimenticia, mediante procesos de membrana.

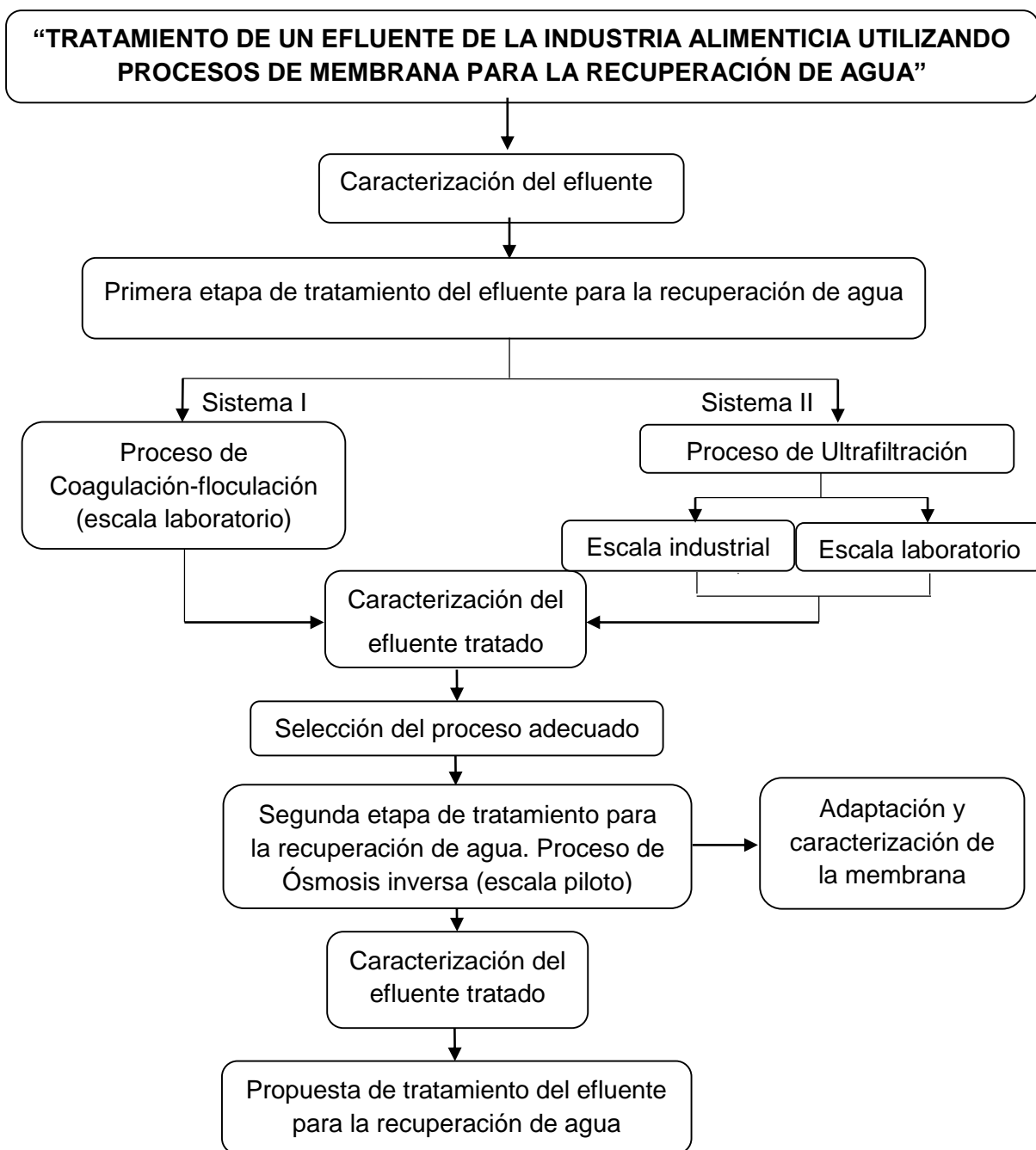


Figura 2.1 Etapas de la metodología de investigación.

2.1 Muestreo y caracterización del efluente

El efluente a tratar es de origen industrial del sector alimenticio, proviene de un proceso de concentración de un producto a través de membranas de UF, y corresponde a la corriente de permeado. Por tanto, el muestreo se realizó en la industria a la salida de la corriente mencionada. Las muestras fueron colectadas en envases de polietileno de 1 L y fueron almacenadas a 2 °C para su posterior análisis.

Los métodos para llevar a cabo el análisis fisicoquímico de los efluentes, se basaron en las Normas Mexicanas y procedimientos que se muestran en la Tabla 2.1 y se detallan posteriormente.

Tabla 2.1 Parámetros de caracterización del efluente y los métodos para su caracterización.

Parámetro	Método	Equipos
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011	Potenciómetro Bante Instruments 900
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000	Conductímetro HANDYLAB LF11/SET
Turbiedad	NMX-AA-038-SCFI-2001	Turbidímetro Orion AQ4500 de Thermo Scientific
DQO	NMX-AA-030/1-SCFI-2012 NMX-AA-030/2-SCFI-2011	Digestor HACH DRB 200, Espectrofotómetro UV/VIS marca Perkin Elmer modelo lambda XLS
DBO₅	NMX-AA-028-SCFI-2001	Medidor de Oxígeno Disuelto modelo YSI 5100
Sólidos totales	NMX-AA-034-SCFI-2015	Horno de secado Riossa modelo H-33 y mufla LabTech
Calcio	Método volumétrico	Potenciómetro Bante Instruments 900

2.1.1 Determinación de pH

Se midió el pH a las muestras del agua de proceso a temperatura ambiente, empleando un potenciómetro como el que se muestra en la Figura 2.2, el equipo se calibró antes de cada medición utilizando soluciones buffer de pH 4, 7 y 10.

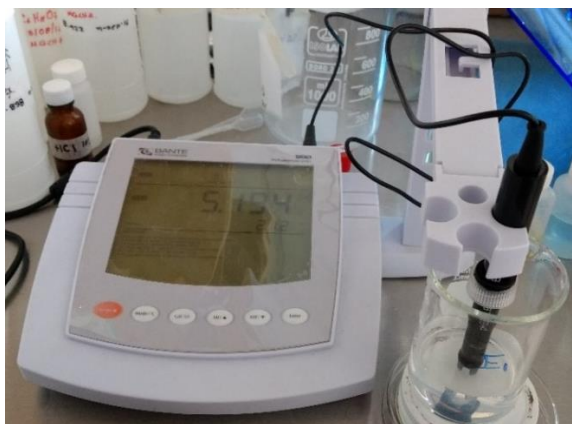


Figura 2.2 Potenciómetro.

2.1.2 Determinación de la conductividad

Para este análisis, se utilizó un conductímetro como el que se muestra en la Figura 2.3, y se realizaron las mediciones a temperatura entre 20 y 25 °C, de acuerdo a la norma NMX-AA-093-SCFI-2000.

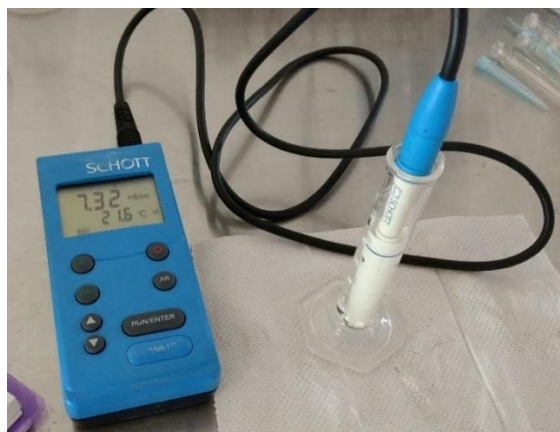


Figura 2.3 Conductímetro.

2.1.3 Determinación de la turbiedad

Se utilizó un turbidímetro como el que se muestra en la Figura 2.4, para su calibración se utilizaron soluciones estándar que van de 0, 1, 10, 100 y 1000 NTU, para posteriormente realizar la lectura de la muestra como está descrito en la norma NMX-AA-038-SCFI-2001.



Figura 2.4 Turbidímetro.

2.1.4 Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO)

Los análisis de la DQO se realizaron de acuerdo a las normas NMX-AA-030/1-SCFI-2012 y NMX-AA-030/2-SCFI-2011, para muestras que presentan alta carga orgánica.

Se prepararon diluciones a partir de la muestra original, realizando pruebas presuntivas para determinar la concentración adecuada del efluente, para esto la digestión de las muestras no debieron presentar una coloración turquesa, si esto fue así, se realizó dilución. La digestión comenzó con el precalentamiento del digestor hasta alcanzar 150 °C, y se prepararon las muestras, colocando una alícuota de 2 mL de la muestra a analizar, 1 mL de solución digestora, y 2 mL de solución de ácido sulfúrico-sulfato de plata. Para homogeneizar la mezcla se agitó suavemente, se

liberaron los vapores producidos debido a la reacción exotérmica y se colocaron en el digestor. También se preparó un control de 200 mg/L de DQO, un blanco con agua destilada y cada muestra con su repetición. Una vez montadas las muestras, se seleccionó en el digestor un tiempo de 120 minutos. Una vez transcurrido el tiempo, las muestras se retiraron del digestor y se enfriaron a temperatura ambiente para poder ser evaluadas, como se muestra en la Figura 2.5.



Figura 2.5 Pruebas de DQO para el efluente.

Enseguida se realizó la determinación de DQO mediante el método colorimétrico, realizando una curva estándar de calibración, con ayuda de un espectrofotómetro UV/VIS marca Perkin Elmer, modelo lambda XLS, a una longitud de onda de 620 nm. Para dicha curva se prepararon disoluciones de concentraciones entre 0 y 1000 mg/L de biftalato de potasio, el cual se secó a 105 °C durante 2 horas, en un horno de secado.

Se midió la absorbancia de la muestra, a partir de la curva de calibración mencionada, utilizando tubos de digestión comerciales, para asegurar la reproducibilidad de la transmisión óptica. Las mediciones de absorbancia se efectuaron en los tubos que fungieron como celdas y los valores obtenidos de absorbancia fueron convertidos a

valores de DQO, a partir de la ecuación de la recta obtenida en la curva estándar de calibración, que tuvo como coeficiente de correlación (R^2) un valor de 0.9984.

$$y=0.0006x-0.0067$$

2.1.5 Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

La determinación de la DBO₅ contenida en la muestra (cantidad de oxígeno utilizada por una población microbiana heterogénea para transformar la materia orgánica), se llevó a cabo bajo la norma NMX-AA-028-SCFI-2001, utilizando un medidor de oxígeno disuelto.

La técnica inicia con la preparación del agua para dilución, mediante la aireación de agua desionizada a 20 °C y la adición de las disoluciones mencionadas en el apartado 5 de la norma. Se utilizó una disolución de glucosa-ácido glutámico, como disolución madre de control (esta disolución tiene una DBO₅ de 198 mg/L). Se realizó una siembra control (población de microorganismos) en el agua de dilución y se determinó el consumo de oxígeno disuelto (OD). En la Figura 2.6 se presentan algunos materiales utilizados en esta prueba.



Figura 2.6 Determinación de DBO₅.

Las muestras se neutralizaron a un valor de pH entre 6.5 y 7.5, se ajustó la temperatura a $20\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$ y para este caso, se utilizó de guía la dilución que se determinó para la técnica de DQO del apartado anterior para resultados confiables, donde se utilizaron las diluciones que dieran coloración verde olivo, descartando las de coloración turquesa o naranja, como se observa en la Figura 2.7, esto para asegurar la lectura de OD después de los 5 días.

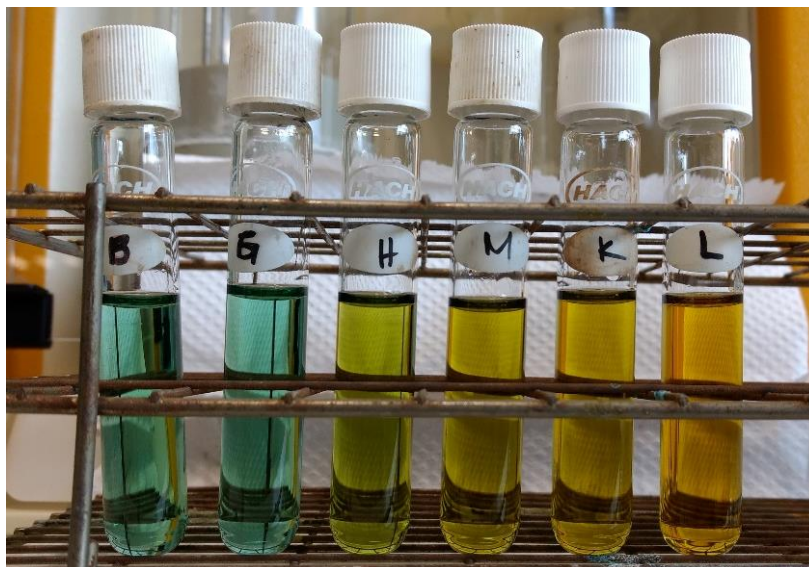


Figura 2.7 Pruebas presuntivas de dilución a partir de DQO.

En frascos tipo Winkler se añadió la muestra, el material de siembra y el agua de dilución y se determinó el OD inicial en cada uno de los frascos. Se incubaron durante 5 días a 20 °C. Después de 5 días de incubación se determinó el OD en las diluciones de la muestra, en los controles y en los blancos. La medición del OD se realizó inmediatamente después de destapar la botella de Winkler y posteriormente se realizaron los cálculos con la siguiente ecuación:

$$DBO_5 = \frac{ODi - ODf}{factor\ de\ dilución}$$

Donde:

DBO₅= Demanda bioquímica de oxígeno en mg/L.

ODi= Oxígeno disuelto antes de la incubación en mg/L.

ODf= Oxígeno disuelto después de 5 días de incubación en mg/L.

Factor de dilución=porcentaje de dilución en decimales.

2.1.6 Determinación de sólidos totales, sedimentables y suspendidos

Para determinar los sólidos totales, inicialmente las cápsulas de porcelana se llevaron a masa constante a 550 °C por una hora en una mufla, cuando la temperatura de la mufla llegó a 80 °C, las cápsulas se pasaron a un desecador con pinzas para dejarlas enfriar y pesarlas posteriormente, enseguida se mezcló uniformemente la muestra y se vertieron 10 mL de la muestra con sus respectivas repeticiones y se sometieron a sequedad en la estufa eléctrica a 100 °C ± 5 °C, durante 1 hora. Empleando las pinzas, las cápsulas se pasaron al desecador y se llevaron a masa constante; en la Figura 2.8 se observan las fotografías de los sólidos totales presentes en la muestra en estudio; y por diferencia de masa entre las cápsulas con la muestra evaporada y la masa original de las cápsulas, se conoce el contenido de los sólidos totales por unidad de volumen, empleando la siguiente ecuación:

$$S_T = \frac{(P_2 - P_1) \times 1000}{V_0}$$

En donde:

P_1 = masa de la cápsula, en mg.

P_2 = masa de la cápsula más el residuo de la muestra evaporada en mg.

V_0 = volumen de la muestra que se colocó en la cápsula, en mL.

S_T = sólidos disueltos totales en mg/L.



Figura 2.8 Cápsulas para la determinación de sólidos totales.

Para la determinación de sólidos disueltos totales, se repite el procedimiento para sólidos totales, con la diferencia que las muestras a analizar se filtraron con una membrana de $0.45 \mu\text{m}$ y utilizando la misma ecuación, por diferencia de masa y por unidad de volumen.

La determinación de sólidos suspendidos totales, se hizo por diferencia entre los sólidos totales y los sólidos disueltos totales. Ya que los sólidos suspendidos corresponden al residuo no filtrable de una muestra de agua, y se definen como la porción de sólidos retenidos por un filtro, en este caso de una membrana de $0.45 \mu\text{m}$.

2.1.7 Determinación de calcio

Esta determinación se llevó a cabo ajustando el valor de pH de la muestra entre 12 y 13 con hidróxido de sodio 4 N, se utilizó murexida como indicador y se tituló con EDTA disódico y $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ con una concentración de 0.01 N. En la titulación se observó el cambio de rosa a púrpura como se muestra en la Figura 2.9, indicando la presencia de calcio en la muestra. La concentración de calcio se determinó tomando en cuenta el volumen de la muestra, así como también la concentración y el volumen gastado del titulante (EDTA di sódico y $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$).



Figura 2.9 Cambio de rosa a púrpura para la determinación de calcio.

2.2 Primera etapa de tratamiento del efluente industrial para la recuperación de agua

Para llevar a cabo la etapa de tratamiento del efluente industrial para la recuperación de agua por OI, se propusieron dos procesos de depuración previos, identificados como sistema de tratamiento I y II. Cada sistema fue utilizado para remover básicamente los sólidos disueltos, sólidos en suspensión y materia coloidal. Posterior a cada uno, se seleccionó el más adecuado para continuar con la aplicación de un

proceso de OI, con el objetivo de complementar el tratamiento del efluente para eliminar sales y el resto de materia orgánica presente.

El sistema I consistió en utilizar un proceso de coagulación-floculación, el cual fue aplicado a escala laboratorio y el sistema II consistió en un proceso de UF. En este caso, el proceso fue probado a escala industrial y a escala laboratorio.

A continuación, se describe el procedimiento realizado para llevar a cabo el tratamiento en cada uno de estos sistemas.

2.2.1 Sistema I. Proceso de coagulación-floculación

El primer proceso aplicado como tratamiento previo a la OI fue la coagulación-floculación. El proceso se realizó a escala laboratorio y utilizando sulfato de aluminio como agente coagulante. Para determinar la dosis adecuada del coagulante se probaron varias concentraciones, a partir de 10, 100, 300, 500 y 1,000 mg/L.

El método utilizado para llevar a cabo la coagulación fue el de prueba de Jarras. Éste se inició a mezcla rápida con una velocidad de 200 rpm durante 1 minuto. Al término del minuto, se cambió la velocidad a mezcla lenta a 50 rpm durante 20 minutos, esto para evitar el rompimiento de los flóculos recién formados y favorecer el incremento en sus dimensiones. En la Figura 2.10 se muestra el equipo de jarras utilizado en este tratamiento. Una vez concluida la agitación lenta, (transcurridos los 20 minutos), la mezcla se dejó sedimentar con el fin de separar los flóculos formados. Posteriormente la mezcla se filtró con papel filtro Wattman No. 5 y un sistema de presión de vacío. El filtrado fue caracterizado mediante los mismos parámetros de calidad utilizados para la caracterización del efluente, y de acuerdo a los métodos y equipos descritos en el apartado 2.1.



Figura 2.10 Equipo utilizado para la prueba de jarras.

2.2.2 Sistema II. Proceso de UF

Esta etapa consistió en un proceso de UF como etapa previa a la OI. Para este caso, se utilizó un equipo de membranas a escala industrial perteneciente a la empresa y un equipo a escala laboratorio. De forma similar a la coagulación, el objetivo de esta etapa fue disminuir la cantidad de materia orgánica y sólidos disueltos y suspendidos del efluente, para posteriormente dar un tratamiento con la membrana de OI.

2.2.2.1 Escala industrial

La membrana utilizada en la UF a escala industrial, es de material polimérico y de configuración enrollada. El módulo donde se encuentra la membrana es cilíndrico de material acero inoxidable. Algunas propiedades de la membrana de filtración proporcionadas por la industria, se muestran en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2 Características de la membrana de UF a escala industrial.

Umbral de corte (kDa)	Flujo de filtración (L/h)	Presión de operación (bar)
5	6000	5

El módulo que contiene la membrana, fue adaptado a una bomba peristáltica, a través de conectores, tubería y manómetros. Para llevar a cabo el tratamiento del efluente en esta membrana, se hizo pasar a través de ella en flujo continuo, a una velocidad de flujo de 6,000 L/s, teniendo una presión transmembrana de alrededor de los 70 psi. Los permeados obtenidos en este proceso, se caracterizaron mediante los parámetros de calidad que se midieron al inicio del proceso.

2.2.2.2 Escala laboratorio

La membrana de UF a escala laboratorio utilizada para el tratamiento, es de material polimérico y de configuración de fibra hueca, de la marca PALL corporation. Las fibras de la membrana son simétricas, de poliacrilonitrilo el cual es un material hidrofílico, con un umbral de corte de 6 kDa. Comercialmente se identifica como SIP-0013, su tamaño pertenece a escala laboratorio, el módulo donde se encuentra es cilíndrico de material polisulfona y está sellado con resina epoxi y silicona, la imagen de la membrana se muestra en la Figura 2.11.



Figura 2.11 Imagen de la membrana polimérica SIP-0013.

En la Tabla 2.3 se resumen las dimensiones y algunas propiedades de filtración proporcionadas por el fabricante.

Tabla 2.3 Características de la membrana polimérica SIP-0013.

Tamaño de poro (μm)	Longitud (m)	Área (m^2)	Umbral de corte (kDa)	Flujo de filtración (L/h)	Presión de operación (Bar)	Tolerancia de pH
0.006	0.13	0.017	6	4	1	2-10

Para llevar a cabo la filtración con la membrana, el módulo que la contiene fue adaptado a una bomba peristáltica a través de conectores y tubería de plástico y manómetros a la entrada y salida de dicho módulo, el sistema se muestra en la fotografía de la Figura 2.12. La filtración se llevó a cabo a recirculación, donde la alimentación estuvo contenida dentro de un recipiente, con ayuda de la bomba peristáltica se transportó hacia el módulo de membrana, el fluido entró tangencialmente, obteniendo dos corrientes: una de permeado y una de concentrado. El permeado se recolectó por la parte superior derecha del módulo y el concentrado

se recirculó al recipiente de alimentación. A la salida del concentrado se encuentra el manómetro en donde se leyó la presión de salida.

La filtración se llevó a cabo con una velocidad de la bomba de 60 rpm, con una presión transmembrana de 8 psi; cada 3 horas se realizó la limpieza de la membrana con agua destilada, ya que el flujo de permeado disminuyó y se desestabilizó la presión transmembrana y transcurridas 9 horas de trabajo, se realizó un lavado químico con una solución de NaOH al 2.5 %.

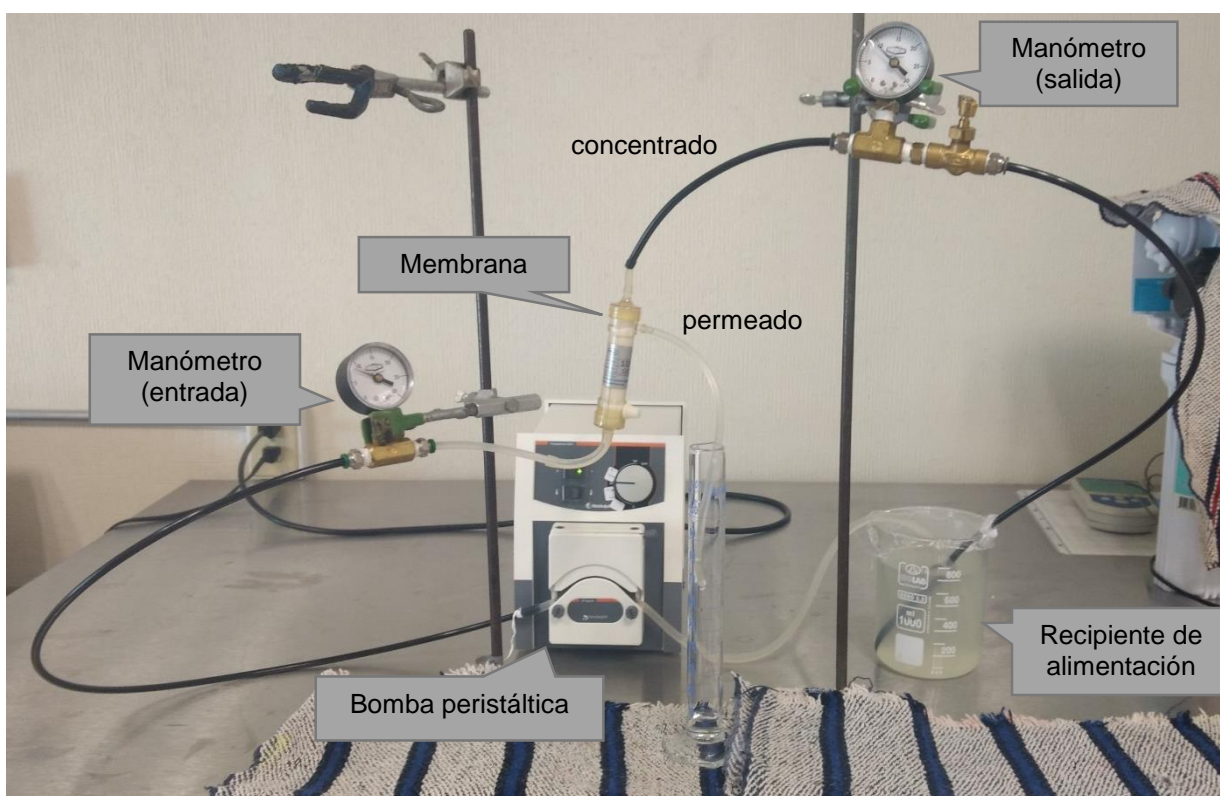


Figura 2.12 Sistema de filtración con membrana polimérica SIP-0013.

Siendo la corriente de interés el permeado, éste fue caracterizado mediante los mismos parámetros de calidad utilizados para la caracterización del efluente, y de acuerdo a métodos y equipos descritos en el apartado 2.1.

Una vez obtenidos los resultados de ambos pretratamientos, se seleccionó el más adecuado mediante un análisis FODA, para continuar con el proceso de tratamiento por OI.

2.2.3 Proceso de tratamiento por ósmosis inversa

Para cumplir con los requerimientos de la empresa, se propuso como etapa final de los sistemas I o II, la aplicación de un proceso de membrana en el rango de OI, ya que se espera que, a la salida de los procesos previos, se tenga un efluente con sales y compuestos disueltos en el agua que pueden ser removidos por este tipo de membranas. El equipo utilizado corresponde al de escala piloto y consta de una membrana de configuración enrollada como la que se muestra en las imágenes de la Figura 2.13.



Figura 2.13 Membrana de ósmosis inversa de configuración enrollada.

Algunas de las características de la membrana están descritas en la Tabla 2.4, las cuales son proporcionadas por el fabricante.

Tabla 2.4 Características de la membrana de OI.

Longitud (mm)	Rango de temperatura (°C)	Presión de operación (Psi)
300	5 - 38	14 – 47

En la Figura 2.14, se muestra el sistema de membrana de OI con el que se llevó a cabo la filtración. El sistema es automatizado, consta de una bomba que transporta el fluido hacia el módulo de membrana de OI, el fluido entró tangencialmente, obteniendo dos corrientes, una de permeado y una de concentrado. El permeado se recolectó en un recipiente y el concentrado se dirigió al recipiente de alimentación, por lo que se trabajó a recirculación.



Figura 2.14 Sistema de filtración de OI.

3. RESULTADOS

3.1 Caracterización del efluente

En la Figura 3.1, se presentan algunas muestras del efluente industrial, donde se observa que presentan coloración blanquecina, en otras se podían distinguir pequeños coloides blancos y otras transparentes, lo cual se vio reflejado en el parámetro de turbiedad como se muestra enseguida.



Figura 3.1 Imágenes de los efluentes provenientes de la industria.

La caracterización fisicoquímica de las muestras E1-E9 del efluente, se presenta en la Tabla 3.1. De acuerdo a los datos, las características de cada muestra fueron diferentes, lo cual se explica, debido a que el muestreo del efluente se realizó en horarios, corridas y etapas diferentes de elaboración del producto industrial.

Tabla 3.1 Características del efluente de la industria alimenticia.

Parámetro	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
pH	4.8	6.3	8.1	10.4	9.1	9.1	9.0	8.2	5.1
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	3,450	4,030	3,900	2,720	3,470	4,250	4,770	4,980	2,100
Turbiedad (NTU)	57.5	3.4	6.56	10.3	3.6	3.3	6.3	10.5	5.2
DQO (mg/L)	3,200	1,960	3,108	1,932	3350	2050	3300	3490	2,100
DBO ₅ (mg/L)	2,112	1,170	1,865	1,159	2010	1250	1970	2100	1,270
Sólidos totales (mg/L)	7,000	4,160	6,100	3,340	4,040	3,780	4,880	4,400	2,440
Calcio (mg/L)	504	30	110	100	400	420	476	436	400

E= muestras del efluente; 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 = número de muestra

En forma particular se establecen los resultados en los siguientes rangos para cada parámetro, para las muestras E1-E9. Para el pH, se encontró un rango de 5-10; mientras que la conductividad se encuentra entre 2,000-5,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; la turbiedad de 3-10 NTU; DQO de 2,000-3,500 mg/L; DBO₅ de 1,000-2,100 mg/L; Sólidos totales de 3,000-7,000 mg/L y la concentración de calcio, muy variable de 30-500 mg/L. Estos datos muestran que el efluente a tratar presenta variantes que es importante conocer, para elegir el tratamiento adecuado y que se acople a las requisiciones por la empresa.

3.2 Primera etapa de tratamiento del efluente industrial para la recuperación de agua

En esta etapa se presentan los resultados obtenidos de los sistemas de tratamiento previo propuestos: sistema I) proceso de coagulación-floculación; sistema II) por membrana de UF. A continuación, se describen los resultados obtenidos en cada caso.

3.2.1 Sistema I. Proceso de coagulación-floculación

En la Tabla 3.2, se presentan los resultados de la calidad del efluente tratado mediante coagulación-floculación y en la Figura 3.2, se presentan imágenes de la floculación y obtención de coágulos en esta etapa de tratamiento. De estos datos se destaca lo siguiente.

1) Utilizando 10 y 100 mg/L de coagulante no se presentó la formación de flóculos debido a que la cantidad de coagulante no fue suficiente para coagular la materia coloidal presente en el efluente. Por consiguiente, el efluente tratado no mostró cambios en los parámetros de calidad determinados.

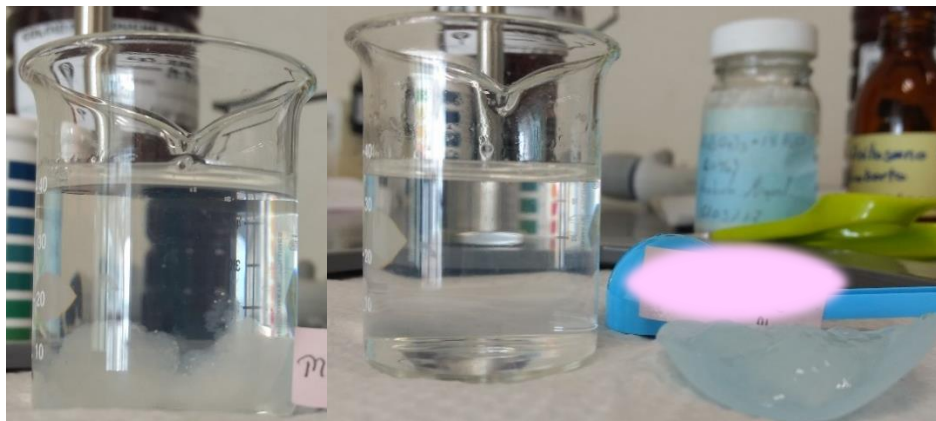


Figura 3.2 Flóculos obtenidos durante el tratamiento con sulfato de aluminio.

2) En algunas muestras, la concentración de 300 y 500 mg/L de coagulante, fue suficiente para la formación de flóculos; sin embargo, el efluente tratado mediante este sistema presentó en algunos casos, un aumento en DQO, DBO₅ y turbiedad; además no hubo cambios en el contenido de calcio.

3) En concentraciones mayores a 500 mg/L, se observó un aumento general en la conductividad, el contenido de sólidos, y la turbiedad en las muestras del efluente tratado, lo cual no es adecuado para continuar con la OI.

3) El pH de las muestras se modificó con la adición del coagulante, incrementándose en muestras a pH bajo, y disminuyendo en muestras con pH alto, con tendencia a la neutralización.

En general, de acuerdo a las condiciones utilizadas, el proceso de coagulación floculación no resultó un proceso adecuado para tratar el efluente en la primera etapa de depuración. Los resultados fueron asociados al contenido de sales, lo cual limitó la floculación. Además, es probable que, con un ajuste del pH entre 6-8, los resultados hubieran causado una mejor remoción en algunos parámetros; sin embargo, otros se podrían haber afectado. Por tanto, este proceso fue descartado para continuar con la segunda etapa de tratamiento.

Tabla 3.2 Características de los efluentes tratados con coagulación-floculación a escala laboratorio.

Parámetro	E1	500 mg/L	1000 mg/L	E2	300 mg/L	500 mg/L	E3	300 mg/L	500 mg/L	E4	300 mg/L	500 mg/L
pH	4.8	7.6	7.4	6.3	4.3	4.0	8.1	6.1	5.3	10.4	9.2	9.0
Conductividad (μS/cm)	3,450	3,660	3,820	4,030	3,740	3,610	3,900	3,320	3,490	2,720	2,790	3,100
Turbiedad (NTU)	57.5	21.6	26.5	3.4	11.9	11.9	6.56	18.6	8.8	10.3	26.6	8.8
DQO (mg/L)	3,200	3,840	3,720	1,960	1,220	2,188	3,108	2,076	1,448	1,932	1,380	1,200
DBO ₅ (mg/L)	2,112	2,000	1,800	1,170	732	1,312	1,865	1,246	869	1,159	828	720
Sólidos totales (mg/L)	7,000	6,973	6,453	4,160	4,000	4,800	6,100	5,200	4,300	3,340	3,500	3,720
Calcio (mg/L)	504	488	464	30	4	4	110	74	74	100	64	64

Los resultados obtenidos en la coagulación-floculación no fueron comparables con los reportados por otros autores; ya que la aplicación del proceso de coagulación se encuentra frecuentemente asociada a procesos de potabilización de agua con el objetivo de alcanzar la clarificación y reducir la turbiedad. En el caso de su aplicación para el tratamiento de efluentes residuales, la información es escasa para realizar un comparativo. Algunos trabajos sobre estos procesos se mencionan a continuación.

Para el proceso de potabilización de agua, Labarces (2007) utilizó sulfato de aluminio preparado y un coadyuvante para la floculación con almidón de yuca modificado (catiónico) (10-42 mg/L de sulfato de aluminio y pH de 8.2) en la clarificación de agua potable con 120 NTU de turbiedad inicial. En este caso se obtuvo un porcentaje de remoción de hasta 98.8 % de este parámetro. Mientras que Chow *et al.*, (2009) realizaron experimentos de coagulación a valores de pH de 3 a 7 en muestras de agua cruda proveniente de cuatro embalses australianos para evaluar la eliminación de materia orgánica natural (NOM) utilizando 0.2 mg/L de sulfato de aluminio. Los resultados mostraron que con pH 6 fue reducida la DQO. Cabe mencionar que en estas investigaciones se trataron aguas crudas que, por su origen, solo contenían partículas suspendidas como arcillas y materia orgánica natural, entre otras.

Con respecto al tratamiento de efluentes residuales mediante floculación coagulación, Dotto *et al.*, (2013) trataron una mezcla de efluentes provenientes del proceso de desmineralización, desproteinización y desodorización para la obtención de quitina. Los autores utilizaron quitina y sulfato de aluminio como coagulantes, encontrando que el uso de 300 mg/L de sulfato de aluminio a pH 6-8.5 favoreció el tratamiento de estos efluentes los cuales mostraron de 3,000-4,000 mg/L de DQO. Con dicho proceso, se redujo un 20 % en el total de sólidos, 89 % de sólidos en suspensión y 85 % de turbiedad, con lo cual se puede observar que la reducción mayor se logró en la turbiedad.

3.2.2 Sistema II. Proceso de UF

Los resultados obtenidos mediante la filtración con membranas a escala industrial y laboratorio se presentan a continuación.

3.2.2.1 Escala industrial

Los resultados obtenidos con la membrana de UF de 5 kDa a escala industrial se presentan en la Tabla 3.3 y corresponden a los efluentes E2-E8. Los datos provenientes de E1 no se presentan, debido a que a partir de los mencionados fue realizado el tratamiento, ya que la industria tuvo que hacer adaptaciones de su sistema de UF para realizar las pruebas.

De los datos presentados en la Tabla 3.3, se destaca lo siguiente.

- 1) Las condiciones de operación fueron las mismas para los efluentes tratados, con un flujo de 5,000 L/h y una PTM de 70 psi. El E2 se hizo pasar en un sistema a recirculación, mientras que E3-E8 fue a flujo continuo y estos efluentes fueron muestreados en la 1ª hora de tratamiento, ya que en este tiempo el sistema alcanza la estabilidad.
- 2) El efluente resultante de este proceso de tratamiento, independientemente de la fluctuación de la turbiedad inicial, físicamente se veía clarificado después de la UF, con un valor de turbiedad de 0.3 NTU para E2-E8, lo cual indicó una menor cantidad de materia coloidal.
- 3) Se consiguió disminuir desde un 80 % en los valores de los parámetros iniciales de DQO, sólidos totales, calcio y DBO₅; sin embargo, no se obtuvieron los valores deseados en E3, E7 y E8.

Tabla 3.3 Resultados de las características de los efluentes tratados con membrana de UF de 5kDa.

Parámetro	E2	5kDa	E3	5kDa	E4	5kDa	E5	5kDa	E6	5kDa	E7	5kDa	E8	5kDa
pH	6.3	7.4	8.1	8.8	10.4	8.5	9.1	6.0	9.1	7.9	9.0	9.0	8.2	8.8
Conductividad (μS/cm)	4,030	1,371	3,900	3,180	2,720	1,520	3,470	2,236	4,250	3,670	4,770	4,555	4,980	4,735
Turbiedad (NTU)	3.4	0.36	6.56	0.30	10.3	0.30	3.6	0.30	3.3	0.30	6.3	0.30	10.5	0.30
DQO (mg/L)	1,960	25	3,108	216	1,932	294	3350	240	2050	310	3300	230	3490	500
DBO ₅ (mg/L)	1,170	15	1,865	130	1,159	176	2010	140	1250	180	1970	140	2100	320
Sólidos totales (mg/L)	4,160	620	6,100	2,320	3,340	1,070	4,040	1,510	3,780	1,670	4,880	2,300	4,400	2,250
Calcio (mg/L)	30	10	110	90	100	20	400	83	420	78	476	390	436	355

4) La conductividad, si bien disminuyó, su reducción no fue significativa, debido a que el umbral de corte de la membrana no tiene la capacidad de impedir que las sales pasen a través de ella.

3.2.2.2 Escala laboratorio

Los resultados obtenidos mediante la membrana de UF de 6 kDa a escala laboratorio se presentan en la Tabla 3.4 y corresponden al efluente E9. De los datos obtenidos se destaca lo siguiente.

1) Las condiciones de operación fueron a una presión transmembrana de 8 psi con una velocidad de flujo de 9 L/h, con un flujo de permeado de 0.1 L/h y se hizo pasar en un sistema a recirculación.

2) El efluente resultante de este sistema de filtración se observó clarificado, al igual que el del sistema industrial, con un valor de turbiedad de 0.34 NTU, lo que indica una menor cantidad de materia coloidal.

3) Se consiguió disminuir desde un 90% de los valores de los parámetros iniciales de DQO y DBO₅, la cantidad de calcio se logró disminuir desde un 75 % de su valor inicial.

4) Los sólidos totales y disueltos disminuyeron en un 50 %; los sólidos suspendidos se redujeron más del 85 %, por tanto, fueron resultados adecuados para considerar la segunda etapa de tratamiento mediante OI, ya que la presencia de sólidos suspendidos causa incrustaciones o ensuciamiento, que afectan el funcionamiento del sistema de OI.

5) La conductividad disminuyó 10% del valor inicial, y fue asociada a la remoción de sales divalentes, ya que el umbral de corte de la membrana utilizada (6 kDa) no

tiene la capacidad de impedir que las sales monovalentes pasen a través de ella, indicando, por tanto, que el efluente presenta una mayor concentración de sales monovalentes.

Tabla 3.4 Características de los efluentes tratados con membrana de UF de 6 kDa.

Parámetro	E9	6kDa
pH	5.1	5.5
Conductividad (µS/cm)	2,100	1,890
Turbiedad (NTU)	5.2	0.34
DQO (mg/L)	2,100	108
DBO₅ (mg/L)	1,270	65
Sólidos totales (mg/L)	2,440	1,080
Sólidos disueltos totales (mg/L)	2,000	1,030
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	440	50
Calcio (mg/L)	400	94

6) En general, el proceso de UF (escala industrial y laboratorio) utilizado, muestra cambios considerables en la reducción de la mayoría de los valores de los parámetros de calidad de la muestra y el efluente tratado. Además, los resultados fueron semejantes en ambas escalas, por lo que es una buena alternativa como proceso previo a la OI.

En relación a la aplicación de la UF para el tratamiento de efluentes, existen algunos estudios que dan cuenta de su efectividad para remover en general materia coloidal y sólidos totales; demostrando que esta tecnología de separación basado en membranas es muy eficiente. Sin embargo, es difícil establecer un comparativo

entre los resultados obtenidos, debido a que se trata de efluentes con características muy particulares y, por tanto, condiciones diferentes. Algunas investigaciones realizadas para el mismo propósito se mencionan enseguida.

Sumisha *et al.*, (2015) estudiaron la depuración de aguas residuales mediante procesos de membranas de UF, probando membranas de diferente material para determinar su efectividad. Se evaluó una membrana de polietersulfona (PES) modificada con polivinilpirrolidona hidrófila (PVP) y se comparó con una PES comercial de 10 kDa. Las eficiencias de separación de las membranas se estudiaron con respecto a la remoción de DQO, sólidos totales disueltos, turbiedad y conductividad. En estos resultados se reportó una mayor remoción de DQO de 88 % y TDS de 82 %, para las membranas PES/PVP, debido a que se mejoró la propiedad superficial de las membranas.

Lau *et al.*, (2013) usaron 3 membranas comerciales de UF de diferente material y umbral de corte (MWCO) para tratar un efluente residual. Las membranas fueron una PVDF100 (MWCO 100 kDa), una PES30 (MWCO 30 kDa) y una NF270. Cada una fue evaluada con respecto al flujo de permeado, rechazo de la conductividad, sólidos disueltos totales, DQO y turbiedad. Los resultados revelaron que NF270 exhibió mayor estabilidad de flujo y mayor recuperación de flujo, durante el proceso de tratamiento en comparación con las membranas PVDF100 y PES30 (mayor resistencia contra el ensuciamiento). Se logró un rechazo mínimo del 92 % de la turbiedad en las 3 membranas analizadas, la reducción de la DQO en NF270 mostró la mayor tasa de retención (70.9-91.5 %) seguida por PES30 (54.9-83.9 %) y PVDF100 (56.1-82.4%). NF270 también mostró una tasa de separación de por lo menos 60 % en conductividad y eliminación de TDS en comparación con 13.6-35.4 % de las membranas PVDF100 y PES30; en este caso, se trabajó con una membrana de 5 kDa, el cual está en el rango intermedio de las utilizadas por Lau y colaboradores, y comparando porcentajes de remoción de los parámetros medidos, se asemejan a las obtenidas mediante la prueba de NF, a excepción de la

conductividad debido a la capacidad de retención de sales que la NF tiene (mayor a la UF).

Abdessemed y Nezzal (2008), probaron la UF como primera etapa de tratamiento de la desalación de agua de mar, seguida de la OI como segunda etapa. Algunas de las características mencionadas de esta agua fueron, una dureza total y conductividad de 55,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En el tratamiento por UF se alcanzó una retención de las partículas coloidales y la turbidez se redujo de 1.9 NTU a 0.5 NTU, con una reducción de 73.68 %. La evolución del flujo de permeado de acuerdo con el tiempo de UF de 150 min, indicó una reducción relativamente débil del flujo 47 (L/hm^2) a 30 (L/hm^2), es de una disminución del 35 %. La remoción de otros parámetros alcanzó también 90 % en todas las pruebas con valores de turbiedad dentro de las requeridas para obtener agua tratada para su reúso (menores a 1 NTU).

En la Tabla 3.5 se presenta un análisis FODA comparativo de los procesos de coagulación- floculación y UF, de acuerdo a los resultados obtenidos, con el objetivo de analizar las fortalezas y debilidades que presentan estas tecnologías y las oportunidades y amenazas que tendrían en un futuro. Esto como un análisis de la aplicabilidad de los tratamientos previos.

Comparando los resultados de remoción de las tecnologías aplicadas en los tratamientos previos a la OI, se tienen mayores fortalezas y oportunidades en la tecnología de membranas, ya que esta genera un efluente con baja turbiedad, el flujo de concentrado puede ser recirculado al proceso de elaboración del producto y no hay generación de lodos, además que el rango de pH de operación es más amplio, considerando que se trata de un efluente real de proceso y que ha presentado diferencias en los valores de pH.

Bajo los resultados anteriores, se perfila que el sistema II, puede ser el tratamiento adecuado para el agua, ya que los resultados de los parámetros obtenidos de la UF, favorecen el uso del sistema de OI para finalizar con el tratamiento. Mientras que el

efluente tratado proveniente de la coagulación-floculación, no presenta condiciones para su tratamiento en OI, debido a la cantidad de sólidos que aún contiene.

Tabla 3.5 Análisis FODA comparativo de los procesos de floculación y UF en el tratamiento de un efluente industrial del sector alimenticio.

Proceso	Fortalezas	Oportunidades	Debilidades	Amenazas
Coagulación-floculación	Tecnología para extraer los sólidos que se encuentran suspendidos en el agua. Forma flóculos resistentes que pueden separarse por precipitación y decantación.	Se puede adicionar un floculante para mejores resultados y ajuste de pH.	Es necesario una operación para separar los flóculos. Concentraciones elevadas de coagulante puede generar mayor conductividad y contaminación. La materia removida no puede ser recirculada al proceso, debido a la presencia de aluminio en los flóculos formados.	Es necesario vigilar las condiciones iniciales del efluente. El tratamiento genera lodos que requerirán un tratamiento posterior.
Ultrafiltración	Disminuye los valores en todos los parámetros del agua. Los rangos de operación de pH están entre 2-12.	El concentrado puede ser recirculado al proceso, ya que no se adiciona ningún agente químico. Se pueden adicionar etapas si se requieren mayores volúmenes de efluente.	Requiere tiempos de limpieza.	Una mala operación puede provocar una calidad no adecuada del agua. Se pueden obtener valores diferentes de tratamiento cuando la presión de operación es alta.

3.2.3 Proceso de tratamiento por ósmosis inversa

Los resultados obtenidos del tratamiento del efluente industrial, mediante el sistema de membranas UF escala laboratorio - OI escala piloto, se observan en la Tabla 3.6.

Cabe mencionar que los datos provienen de la operación de OI con recirculación. Bajo este proceso se lograron altas remociones de conductividad, sólidos disueltos totales y calcio, con una eficiencia mayor al 95 %, reduciendo en su totalidad los sólidos suspendidos totales. Valores que cumplen con las características del agua que requirió la empresa para su reutilización.

Tabla 3.6 Características de los efluentes tratados con membrana de UF escala laboratorio - OI escala piloto.

Parámetro	6kDa	OI
pH	5.5	4.9
Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	1,890	72.3
Turbiedad (NTU)	0.34	0.15
DQO (mg/L)	108	ND
DBO ₅ (mg/L)	65	ND
Sólidos totales (mg/L)	1,080	40
Sólidos disueltos totales (mg/L)	1,030	40
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	50	0
Calcio (mg/L)	94	3

*ND=No Detectado con el método utilizado

Estudios realizados para el tratamiento de efluentes, con el objetivo de reutilizar el agua han demostrado que las membranas de OI han sido muy eficientes para este

propósito, las cuales se utilizan una vez que el efluente contiene un mínimo de sólidos suspendidos y sedimentables. Xiong *et al.*, (2017) realizaron un estudio sobre OI asistida para el tratamiento de aguas residuales industriales con la finalidad de reutilizarla. Los autores diseñaron, fabricaron y probaron un sistema de laboratorio de 100 L/h que comprende una unidad OI y un cristizador de temperatura ambiente (ATC) tratando aguas residuales reales de una planta química de carbón, con características de conductividad de 4,850 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y con una concentración de sílice de 45 mg/L, DQO de 33 mg/L. Demostraron que el proceso de OI asistido era factible, ya que lograron un porcentaje de remoción en el pretratamiento de sílice del 75 % y en DQO del 36 %. Las características del efluente ayudaron a reducir el riesgo de ensuciamiento de la membrana de OI. Además, se logró una disminución considerable en la conductividad y valores aceptables en los parámetros considerados para la reutilización del agua tratada mediante la tecnología propuesta. Khanzada *et al.*, (2017) evaluaron el tratamiento de agua salobre preparada con NaCl, CaCl₂, MgCl₂, NaNO₃, Na₂SO₄, NaHCO₃, de acuerdo con las concentraciones que se encuentran en las aguas salobres de Pakistán. El agua en estudio se trató mediante la recirculación con tecnología de OI a escala piloto, utilizando membranas de configuración enrollada. El tratamiento se combinó con diferentes tecnologías de pretratamiento, tales como UF. En este caso, del proceso UF-OI, se obtuvo como resultado un 95 % de rechazo de sales, lo cual es comparable con los datos obtenidos en el presente trabajo.

Por otro lado, considerando los valores requeridos por la empresa, al igual que los límites máximos permisibles de calidad de agua potable descrito en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, se procedió a realizar un comparativo de los resultados obtenidos hasta la fecha, en los tratamientos previos y con el sistema de UF-OI y se muestran en la Tabla 3.7. Los resultados de la caracterización de los fluentes tratados mostraron que el pretratamiento con membrana, obtuvo en todas las pruebas valores deseables en cuanto a pH y turbiedad, independientemente de la variabilidad que presentaron inicialmente; sin embargo, el tratamiento con coagulación-floculación no se obtuvo en todas las pruebas.

Tabla 3.7 Comparación de los parámetros requeridos de agua potable con los obtenidos en los tratamientos.

Parámetros	Valores característicos				
	Agua potable NOM-127	Agua requerida por la empresa	Agua tratada con coagulación-floculación	Agua tratada con la membrana de UF	Agua tratada con membrana de UF-OI
pH	6.5-8.5	6.5-8.5	4.5-12	7-9	4.9
Turbiedad (NTU)	5	<5	21	0.30	0.15
Conductividad (µS/cm)	NC	260	>3,000	>1,000	72.3
Sólidos totales (mg/L)	1,000	1,000	>5,000	>600	40
DQO (mg/L)	NC	<50	>3,000	<200	ND
Calcio (mg/L)	500	20	<100	<90	3

NC= parámetro No contemplado

*ND=No Detectado con el método utilizado

Siguiendo el sistema II de membrana UF-OI se lograron todas las características del agua que requería la empresa y la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, para su reutilización. En la Figura 3.3 se muestran los porcentajes de remoción/eficiencia de dicho tratamiento, en una escala desde el 94 % al 100 % de eficiencia, para una mejor percepción.

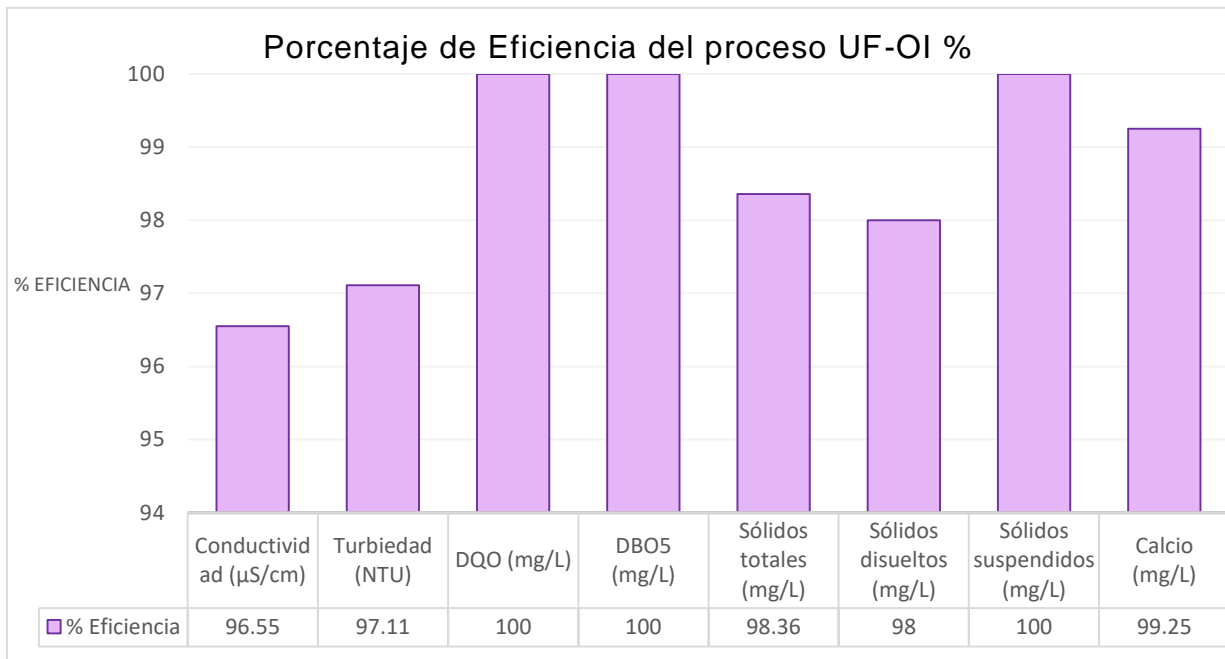


Figura 3.3 Gráfica de la eficiencia del tratamiento mediante el proceso UF-OI.

De acuerdo a las necesidades de la empresa y el flujo que se requiere procesar por la misma, en la Figura 3.4 se expone la propuesta sugerida para la recuperación de agua, a través del diagrama de flujo de las operaciones utilizadas para el proceso de recuperación de agua. En el mismo se incluye la Tabla 3.8 con las características de calidad de las corrientes de salida en cada operación, considerando como ejemplo, los parámetros de calidad de entrada del efluente correspondiente a la muestra E9, la cual es representativa del tratamiento con la membrana de UF y OI. Todas las corrientes de entrada y salida en los equipos de proceso están referidas a los principales parámetros de pH, conductividad, turbiedad DQO, DBO₅, calcio, sólidos totales (ST), sólidos disueltos (SD) y suspendidos (SS).

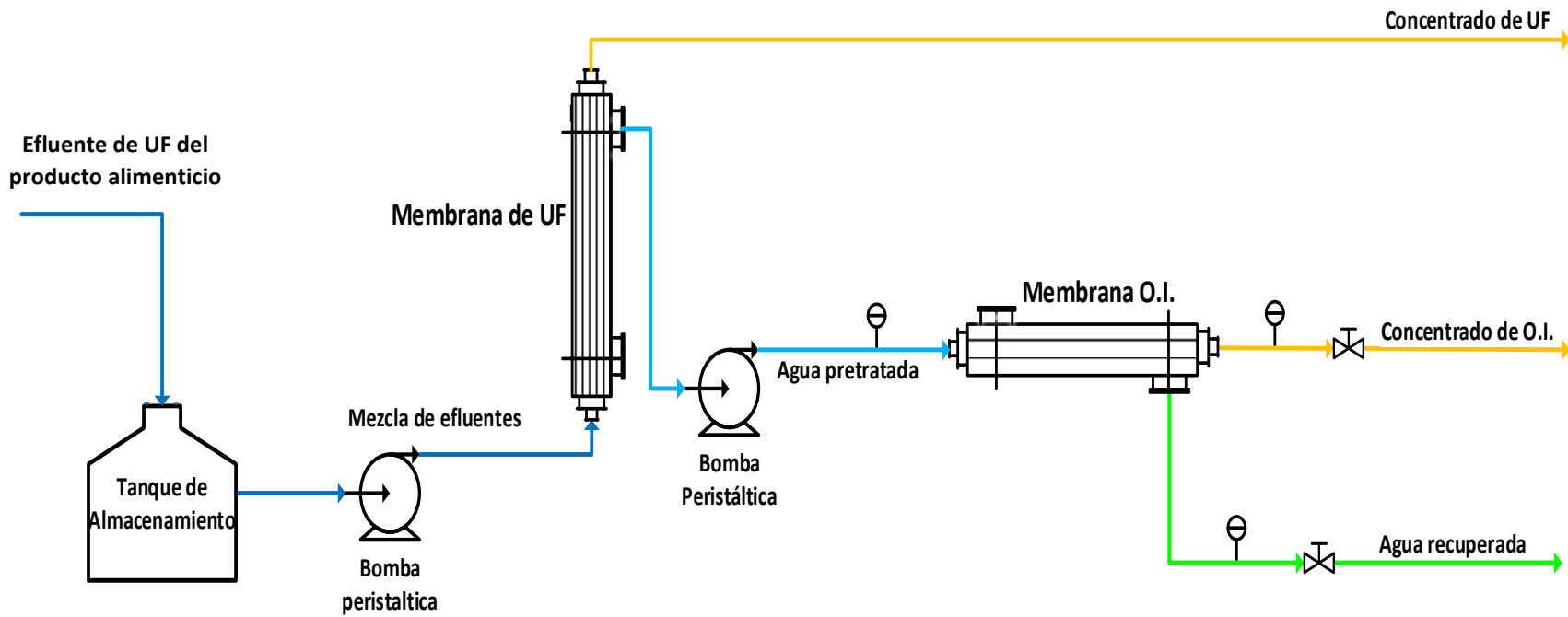


Figura 3.4. Diagrama de flujo del proceso propuesto de tratamiento con membranas del efluente industrial alimenticio.

Tabla 3.8 Descripción del proceso híbrido de membranas para el tratamiento del efluente industrial alimenticio.

Equipos que integran el proceso	Flujos (L/h)	Parámetros de calidad del efluente									Descripción
		Cond (μS/cm)	Turb. (NTU)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	ST (mg/L)	SD (mg/L)	SS (mg/L)	Calcio (mg/L)	pH	
Efluente inicial	25,000	2,100	5.2	2,100	1,270	2,440	2,000	440	400	5.1	Efluente de un proceso de concentración de un producto con membranas de UF (permeado).
Ultrafiltración	17,500	1,890	0.34	108	65	1,080	1,030	50	94	5.5	1 módulo de membranas poliméricas de configuración enrollada de 5 kDa perteneciente a la empresa.
Ósmosis Inversa	14,900	72.3	0.15	ND	ND	40	40	0	3	4.9	1 módulo con 12 membranas del modelo IMPRO 50 de la marca PALL, con rangos de operación de temperatura de 2-45 °C y presión máxima de 31 bar.

*ND = No Detectado con el método utilizado

CONCLUSIONES

De la investigación realizada, se obtuvieron las siguientes conclusiones.

La caracterización del efluente no presentó valores constantes en los parámetros de medición, debido a que es un efluente real de proceso y las muestras fueron colectadas de diferentes etapas de proceso y a diferentes horarios; sin embargo, para las características del efluente se pudieron agrupar en diferentes rangos de calidad para fines de tratamiento.

En la primera etapa de tratamiento, se obtuvo que la UF mostró mejores resultados de calidad de agua en comparación con el tratamiento de coagulación-floculación, alcanzando altas remociones de sólidos suspendidos y turbiedad, por lo que se encontró que el proceso de UF fue apto para considerar un tratamiento posterior de OI para la recuperación de agua.

En la segunda etapa de tratamiento, los resultados de la OI indicaron que se tiene la posibilidad de recuperación de agua, debido a que en esta operación se alcanzó la calidad del agua requerida por la empresa, además de que algunos parámetros fueron comparables con la calidad del agua potable, logrando el objetivo de la investigación.

Un análisis FODA del sistema UF-OI para la recuperación de agua reveló que esta propuesta es factible para su implementación a nivel industrial y resuelve un problema de contaminación de efluentes residuales y disminuye el consumo de agua potable en industria.

FUENTES DE CONSULTA

Abdessemed, D., & Nezzal, G. (2008). Coupling softening — ultrafiltration like pretreatment of sea water case study of the Corso plant desalination (Algiers). *Desalination* 221, 107–113.

Acondicionamientos soluciones en tratamiento de agua. Nanofiltración. Recuperado el 12 de septiembre 2016 de <https://www.acondicionamientos.com.ar/nanofiltracion/>

Andía, Y. (2000). *Tratamiento de agua: Coagulación y Floculación*, SEDAPAL-Evaluación de Platas y Desarrollo Tecnológico, Lima.

Ang, W.L., Mohammad, A.W., Teow, Y.H., Benamor, A., & Hilal, N. (2015). Hybrid Chitosan/FeCl₃ Coagulation-Membrane Processes: Performance Evaluation and Membrane Fouling Study in Removing Natural Organic Matter. *Separation and Purification Technology*, 1-3.

Aqua salud. (2017). El agua es un elemento imprescindible para la vida de las personas, animales y plantas. Recuperado el 10 de febrero del 2017 de <http://www.aquasalud.com/blog2/181-el-agua-es-un-elemento-escaso-e-imprescindible-para-la-vida-de-las-personas-animales-y-plantas.html>

AWWA (American Water Works Association), Lyonnaise des Eaux, Water Research Commission of South África. (1996). *Tratamiento del Agua por procesos de membrana*. Mc Graw Hill, EUA.

Benítez, F.J., Acero, J.L., Leal, F.J., Roldan, G., & Rodríguez, E. (2011). Ultrafiltration and nanofiltration membranes applied to the removal of the pharmaceuticals amoxicilin, naproxen, metoprolol and phenacetin from water. *Journal of Chemistry Technology and Biotechnology*, 86.

Camargo, G.L. (2005). *Uso de membranas para el tratamiento de aguas residuales*. Escuela de Ingeniería Metalúrgica, Colombia.

Cassano, A., & Basile, A. (2011). *Membranes for industrial microfiltration and Ultrafiltration*. Institute on Membrane Technology of the Italian National Research Council.

Cassano, A., Rastogi, N.K., & Basile A. (2015). *Membrane technologies for water treatment and reuse in the food and beverage industries*. Institute on Membrane Technology, Italy.

Cheryan, M. (1998). *Ultrafiltration and Microfiltration Handbook*. (2a.ed.). USA. Technomic Publishing, Lancaster.

Chow, W. K., Van Leeuwen, J. A., Fabris, R., & Drikas, M. (2009). Optimised coagulation using aluminium sulfate for the removal of dissolved organic carbon. *Desalination* 245, 120–134.

Cuartas, U.B., & Alcalina, M.I. (2005). *Estudio del proceso de nanofiltración para la desmineralización de lactosuero dulce*. Tesis doctoral, Universidad Politecnica de Valencia, España.

Dhariwal, A. (2007). *The significanse of sumerged Ceramic membrane systems for production oriented bioprocess*. Ph.D. Thesis, Universitat des Saarlanders, Alemania.

DRHMA (División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente). (2005). *Criterios de calidad de aguas o efluentes tratados para uso en riego*. Resumen ejecutivo, Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Chile.

De la Casa, G. E. (2006). *Estudio de las interacciones proteína-membrana en los procesos de filtración tangencial*. Tesis doctoral, Universidad de Granada, España.

De la Casa, G. E., Guadix, A., Ibáñez, R., & Guadix, E.M. (2007). Influence of pH and salt concentration on the cross-flow microfiltration of BSA through a ceramic membrane. *Biochemical Engineering Journal* 33, 110-115.

Dotto, G.L., Rosa, G.S., Morales, M.A., Weska, R.F., & Pinto, L.A.A. (2013). Treatment of chitin effluents by coagulation–flocculation with chitin and aluminum sulfate. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 1, 50–55.

Erkanlı, M., Yilmaz, L., Çulfaz-Emecen, P.Z., & Yetis, U. (2017). Brackish water recovery from reactive dyeing wastewater via ultrafiltration. *Journal of Cleaner Production* 165, 1204-1214.

Escobar-Jiménez, J., Muro-Urista, C., Esparza-Soto, M., Gómez-Espinoza, R.M., Díaz-Nava, C., García-Gaitán, B., Ortega-Aguilar, R.E., & Zavala-Arce, R.E. (2012). Recuperación de agua de efluentes de una industria de cereales utilizando membranas. *Tecnología y Ciencias del Agua* 3, 65-82.

Fane, A.G., Tang, C.Y., & Wang, R. (2011). Membrane Technology for Water: Microfiltration, Ultrafiltration, Nanofiltration, and Reverse ósmosis. *Water-Quality Engineering* 4, 301-335.

Gang, H., Zeng, C., Chung-Shung, T., Weber, M., Staudt, C., & Maletzko, C. (2015). Combinación de ósmosis directa proceso (FO) con la coagulación / floculación (CF) para el tratamiento potencial de aguas residuales textiles. Department of Chemical and Biomolecular Engineering, National University of Singapore.

Guida, M., Mattei, M., Della Rocca, C., Melluso, G., & Meriç, S. (2006). Optimización de alumbre-coagulación/floculación para la eliminación de la DQO y SST a partir de cinco aguas residuales municipales. *Department of Biological Sciences*, 113-127.

Guizard, C. (1999). Clasificación de las membranas y de los procesos que las utilizan. Universidad de Los Andes, Escuela de Ingeniería Química. Venezuela. Recuperado el 13 de septiembre 2016 de <http://www.firp.ula.ve/archivos/cuadernos/S452B.pdf>.

Guizard, C. (2008). Técnicas membranarias de filtración de líquidos micro, ultra, nanofiltración y ósmosis inversa. Universidad de los Andes, Escuela de ingeniería química. Venezuela. Recuperado el 13 de septiembre 2016 de <http://www.firp.ula.ve/archivos/cuadernos/S451B.pdf>.

Hafez, A., Khedr, M., & Gadallah, H. (2006). Wastewater treatment and water reuse of food processing industries. Part II: Techno-economic study of a membrane separation technique, Departamento de Ingeniería Química y de planta piloto, Centro Nacional de Investigaciones, Egipto.

Ibáñez, R., Pérez-González, A., Gómez, P., Urtiaga, A.M., & Ortiz, I. (2013). Acid and base recovery from softened reverse osmosis (RO) brines. Experimental assessment using model concentrates. *Desalination* 309, 165-170.

Joohyen, K.J., Yoon, H., Hong, J., & Lee Mark, W.T. (2013). Evaluación del nuevo sistema de pretratamiento compacto para agua de mar de alta turbidez: Filtro de fibra y ultrafiltración. *Desalination* 313, 8-35.

Kaya, C., Sert, G., Kabay, N., Arda, M., Yüksel, M., & Egemen, Ö. (2015). *El tratamiento previo con nanofiltración (NF) en las pruebas de membrana integral de desalinización de agua de mar-preliminar en Urla*. Facultad de Ciencias, Departamento de Química, Turquía.

Khanzada, N.K., Khan, S., & Davies, P.A. (2017). Performance evaluation of reverse osmosis (RO). *Desalination* 406, 44-50.

Koyuncu, I., Sengur, R., Turken, T., Guclu, S., & Pasaoglu, M.E. (2015). 3 - Advances in water treatment by microfiltration, ultrafiltration, and nanofiltration. En *Advances in Membrane Technologies for Water Treatment. Materials, Processes and Applications*. A volume in Woodhead Publishing Series in Energy. Turquia.

Labarces, C.E. (2007). *Evaluación del proceso coagulación-floculación a partir de sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$ preparado utilizando envases reciclados del metal y aluminio modificado en la potabilización de aguas*. Tesis para obtener el título de licenciatura. Escuela de química Bucaramanga, Colombia.

Lau, W.J., Ismail, A.F., & Firdaus, S. (2013). Tratamiento de efluentes de lavado de automóviles utilizando membranas de ultrafiltración y nanofiltración. *Separation and Purification Technology* 104, 26–31.

Llaneza, A., & Gutiérrez, A. (2012). *Tratamiento de aguas residuales en la industria del zumo de manzana*. Tesis para obtener el grado de master. Universidad de Oviedo, España.

M.G. Filtration Technology. (2014). Recuperado el 10 de septiembre 2016 de <http://mgfiltration.com/index.php/es/>

Muro, C., Escobar, J., Zavala, R.E., Esparza, M., Castellanos, J., Gómez, R.M., & García, M. (2009). Evaluación del proceso de microfiltración en un efluente residual de una industria alimentarias para su reúso. *Revista internacional de contaminación ambiental* 25, 4.

Muro, C., Riera, F. & Díaz, M.C. (2012). Membrane Separation Process in Wastewater Treatment of Food Industry. En: B. Valdez (Ed.), *Food Industrial Processes - Methods and Equipment* (pp. 253-280). InTech, Europe.

NMX-AA-008-SCFI-2011. Norma Mexicana para determinar el pH en aguas naturales, salinas, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-028-SCFI-2001. Norma Mexicana para la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-030/1-SCFI-2012 Norma Mexicana para la determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba - parte 1 - método de refluo abierto.

NMX-AA-030/2-SCFI-2011 Norma Mexicana para la determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba - parte 2 - determinación del índice de la demanda química de oxígeno – método de tubo sellado a pequeña escala.

NMX-AA-034-SCFI-2015. Norma Mexicana para la determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.

NMX-AA-038-SCFI-2001. Norma Mexicana para la determinación en campo y en el laboratorio de la turbiedad en muestras de agua residual, residual tratada y natural.

NMX-AA-093-SCFI-2000. Norma Mexicana para la determinación de la conductividad electrolítica en agua y es aplicable para agua potable, natural, tratada, residual, salina y residual tratada.

NOM-127-SSA1-1994, Norma Oficial Mexicana sobre la salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

Orellano, C. (2016). Tecnología de Coagulación-Floculación. Recuperado el 4 de octubre 2017 de <https://www.mindmeister.com/es/793674417/tecnologia-de-coagulacion-floculacion>

Pandolfi, E.P. (2008). *Aplicación de la tecnología de membranas en el proceso de vinificación*. Informe de memoria de título. Universidad de Concepción, Facultad de Ingeniería, Chile.

Petricic, I., Korenak, J., Povodnik, D., & Helix-Nielsen, C. (2015) A feasibility study of ultrafiltration/reverse osmosis (UF/RO)-based wastewater treatment and reuse in the metal finishing industry. *Journal of Cleaner Production* 101, 292-300.

Saeki, D., Minami, R., & Matsuyama, H. (2017). Effects of operating conditions on biofouling in crossflow ultrafiltration membrane processes. *Separation and Purification Technology* 189, 138-144.

Salgueiro, A.C., De Barros, L., Alvarenga, R., Macedo, T., Mendes, V., Santos, M.C., & De Souza, K.C. (2017). Carwash wastewater treatment by micro and ultrafiltration membranes: Effects of geometry, pore size, pressure difference and feed flow rate in transport properties. *Journal of Water Process Engineering* 17, 143-148.

Scholz M. (2015). Chapter 7. Coagulation and Flocculation. En *Wetlands for Water Pollution Control* (2a.ed., pp. 37-46). Salford, UK.

Soluciones Medioambientales S.L. Equipos de depuración de aguas residuales. Tecnología de membranas. Depuración de aguas residuales industriales. Recuperado

el 8 de enero del 2018 de <http://depuradorasaguasresiduales.es/tecnologia-de-membranas/>

Sumisha, A, Arthanareeswaran, G., Lukka, Y., Ismail, A.F., & Chakraborty, S. (2015). Treatment of laundry wastewater using polyethersulfone/polyvinylpyrrolidone ultrafiltration membranes. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 121, 174–179.

Ures, P., Jacome, A., & Suarez, J. (2015). *Filtración en membrana y ósmosis inversa*. Ficha técnica. Universidad Da Coruña, España.

Wenten, I.G., & Khoiruddin. (2016). Reverse osmosis applications: prospect and challenges. *Desalination* 391, 112-125.

Xiong, R., Chena, Q., Liua, J., & Weia, C. (2017). Experimental study on seeded precipitation assisted reverse osmosis for industrial wastewater reuse. *Journal of Water Process Engineering* 20, 78-83.

Zemmouri, H., Drouiche, M., Sayeh, A., Lounici, H., & Mameri, N. (2012). *La coagulación de pruebas de floculación de agua de la presa de Katara. El uso de quitosano y sulfato de aluminio*. Laboratoire de Biotechnologie Environnementale et Génie des Procédés, BIOGEP, Algérie.

Zulaikha, S., Lau, W.J., Ismail, A.F., & Jaafar, J. (2014). Treatment of restaurant wastewater using ultrafiltration and nanofiltration membranes. *Journal of Water Process Engineering* 2, 58-62.