



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE  
MÉXICO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA**

**"COMPARACIÓN DE LA EFICIENCIA DE DOS  
SISTEMAS DE NANOFILTRACIÓN EN LA  
REMOCIÓN DE MICROCONTAMINANTES  
ORGÁNICOS PRESENTES EN EL AGUA RESIDUAL  
DEL VALLE DE MÉXICO"**

**T E S I S**

PARA OBTENER EL GRADO DE

INGENIERO CIVIL

P R E S E N T A:

CLAUDIA LORENA SÁNCHEZ HUERTA



TUTOR:  
CATALINA MAYA RENDÓN

México D.F.

2014



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

# ÍNDICE

<b>ÍNDICE</b>	<b>I</b>
<b>AGRADECIMIENTOS</b>	<b>V</b>
<b>ÍNDICE DE TABLAS</b>	<b>VII</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b>	<b>IX</b>
<b>RESUMEN</b>	<b>XIII</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
<b>2. ANTECEDENTES</b>	<b>4</b>
<b>2.1. Agua Residual</b>	<b>4</b>
<b>2.2. Reúso de Agua Residual</b>	<b>4</b>
<b>2.3. Contaminantes Presentes en el Agua Residual Municipal</b>	<b>5</b>
2.3.1. Contaminantes Microbiológicos	6
2.3.2. Contaminantes Inorgánicos	10
2.3.3. Contaminantes Orgánicos	11
2.3.3.1. Microcontaminantes Orgánicos (Contaminantes Emergentes)	11
<b>2.4. Procesos de Tratamiento de Agua Residual</b>	<b>18</b>
2.4.1. Tratamiento Primario	20
2.4.2. Tratamiento Secundario	20
2.4.3. Tratamiento Terciario	22
2.4.3.1. Filtración con Membranas	24
2.4.3.2. Nanofiltración (NF)	27
2.4.3.3. Consideraciones de los Procesos de Membrana	27
2.4.3.4. Biorreactor con Membrana, MBR	31
<b>3. PLANTEAMIENTO</b>	<b>34</b>
<b>3.1. Objetivo General</b>	<b>34</b>
<b>3.2. Objetivos Particulares</b>	<b>34</b>
<b>3.3. Alcances</b>	<b>34</b>
<b>3.4. Hipótesis</b>	<b>34</b>

<b>4.</b>	<b>METODOLOGÍA</b>	<b>35</b>
<b>4.1.</b>	<b>Caracterización del Agua Residual Influyente del Proceso</b>	<b>35</b>
<b>4.2.</b>	<b>Tratamiento Biológico</b>	<b>37</b>
4.2.1.	Aclimatación de Lodos Activados	38
4.2.2.	Sistema de Lodos Activados, Proceso en Continuo	39
<b>4.3.</b>	<b>Condiciones de operación del Módulo de Membrana</b>	<b>41</b>
4.3.1.	Módulo de Membrana	41
4.3.2.	Membrana de Nanofiltración NF-270	43
4.3.3.	Flux Crítico y Sostenible	44
4.3.4.	Limpieza de la Membrana	46
<b>4.4.</b>	<b>Configuraciones de Membrana</b>	<b>47</b>
4.4.1.	Biorreactor con Membrana Externa (sMBR)	47
4.4.2.	La Nanofiltración dispuesta como Tratamiento Terciario (NF-ST)	48
<b>4.5.</b>	<b>Pruebas Analíticas</b>	<b>49</b>
<b>4.5.1.</b>	<b><i>Propiedades Fisicoquímicas</i></b>	<b>49</b>
<b>4.5.2.</b>	<b><i>Microcontaminantes Orgánicos</i></b>	<b>52</b>
4.5.2.1.	En Agua Residual	52
4.5.2.2.	En Lodos Activados	53
<b>4.5.3.</b>	<b><i>Parámetros Microbiológicos</i></b>	<b>54</b>
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS</b>	<b>56</b>
<b>5.1.</b>	<b>Tratamiento Biológico</b>	<b>56</b>
5.1.1.	Aclimatación de lodos activados	56
5.1.2.	Sistema de Lodos Activados, Proceso en Continuo	61
<b>5.2.</b>	<b>Condiciones de Operación del Módulo de Membrana</b>	<b>61</b>
5.2.1.	Flux Crítico y Sostenible	61
5.2.2.	Limpieza de la Membrana	64
<b>5.3.</b>	<b>Comparación entre Ambas Configuraciones de Membrana</b>	<b>65</b>
<b>5.3.1.</b>	<b><i>Rendimiento de Membrana, Pruebas Hidrodinámicas</i></b>	<b>66</b>
<b>5.3.2.</b>	<b><i>Pruebas Analíticas</i></b>	<b>67</b>
5.3.2.1.	Propiedades Fisicoquímicas	67
5.3.2.2.	Microcontaminantes Orgánicos	78
5.3.2.2.1.	<i>Balance de Masas</i>	86
5.3.2.3.	Parámetros Microbiológicos	92
5.3.3.	Análisis de Costos	95

<b>6.</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	<b>101</b>
<b>7.</b>	<b>RECOMENDACIONES</b>	<b>103</b>
<b>8.</b>	<b>REFERENCIAS</b>	<b>104</b>
	<b>ANEXOS</b>	<b>112</b>

## **JURADO ASIGNADO**

**PRESIDENTE:** M. I. ALBA BEATRIZ VÁZQUEZ GONZÁLEZ  
**VOCAL:** M. EN C. CATALINA MAYA RENDÓN  
**SECRETARIO:** ING. HERIBERTO ESQUIVEL CASTELLANOS  
**1ER. SUPLENTE:** M.I. OCTAVIO GARCÍA DOMÍNGUEZ  
**2DO. SUPLENTE:** M.I. CARLOS GONZALO FRANCO DOMÍNGUEZ

## **SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA**

Laboratorio de Hidráulica e Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería, UNAM.

---

**ASESOR DEL TEMA: M. EN C. CATALINA MAYA RENDÓN**

---

**SUSTENTANTE: CLAUDIA LORENA SÁNCHEZ HUERTA**

## Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, y al Instituto de Ingeniería por permitirme ser miembro de su comunidad universitaria y desarrollarme como un profesional de calidad.

A la Facultad de Ingeniería y a sus profesores por brindarme una educación de excelencia, compartir conmigo sus conocimientos, y darme una nueva perspectiva tanto personal como profesional.

Se Agradece al Instituto de Ciencia y Tecnología del Distrito Federal, hoy Secretaría de Ciencia Tecnología e Innovación, por los recursos otorgados para la Realización de proyecto.

A la M. en C. Catalina Maya Rendón por aceptarme bajo su tutela y brindarme su apoyo y tiempo a lo largo del desarrollo de mi tesis.

Al Dr. Francisco Torner por sus observaciones y sugerencias, los cuales enriquecieron este trabajo; además de su paciencia y apoyo con que me guió e impulsó durante la realización de este trabajo.

A los integrantes del jurado de examen por sus observaciones, comentarios y sugerencias, los cuales enriquecieron este trabajo.

A Diana González, Isaac Barrios y Abraham Chávez por su amistad, por ayudarme a comprender temas nuevos de química, y a realizar una experimentación de calidad.

A los Técnicos Académicos, del Grupo de Tratamiento y Reúso (GTR) bajo la dirección de la Dra. Blanca Jiménez Cisneros, por sus observaciones durante los seminarios, que me permitieron mejorar la calidad de mi trabajo.

A todos mis compañeros del GTR en especial a Abraham Chávez, Maru Haro, Nidya Alponete, Edecio Souza, Isaac Barrio, Génesis Villegas, Rodrigo Vignau, Diana González, Sergio Zamorano y Alberto Campos, por compartir conmigo sus conocimientos para este trabajo, además de brindarme su amistad haciendo mi estancia en el instituto de ingeniería una gran experiencia.

A todos mis amigos y compañeros de la Facultad de Ingeniería, con los que compartí momentos inolvidables, intercambie conocimientos y me brindaron su apoyo en materias difíciles.

A mis amigos de la vida que, a pesar de la distancia, siempre han estado conmigo y me han apoyado en todo tipo de situaciones permitiéndome seguir adelante, en especial Mayra Cortés, Monserrat Rivas, A. Cortez (por su apoyo, entendimiento e impulso al inicio de mi carrera), Rodrigo López Ávila, Fahad Alzaharani y Mohammed Alghamdi (for ur time and

for all the beautiful moments that we have shared, for all the sweet and hard words that have made me stronger, for listen to me and give me good advices to act with mature, and finally, for got me closer to God ).

A mis abuelos por enseñarme el concepto de la fortaleza y la unión familiar; a mis tíos, por todo su apoyo durante el intercambio que realicé y sus consejos, siempre exagerados, pero muy bien recibidos.

A mis padres Ana María y A. Roberto, más que a nadie, por todo: por guiarme para llegar a donde estoy, por cuidarme y enseñarme a ser una persona de bien y responsable, por ser un ejemplo admirable de constancia, fortaleza y perseverancia, por regañarme, consentirme y aguantarme, por todo lo que soy y puedo llegar a ser, y por permitirme crecer en una familia llena de amor y felicidad.

A mi hermano, que siempre me ha consentido y apoyado y que desde pequeños se ha tomado el tiempo para explicarme cosas raras y ha sido un pilar de apoyo en tiempos difíciles. Los quiero...

## Índice de Tablas

### ANTECEDENTES

Tabla 2.1 Análisis típico del agua residual municipal (César y Vázquez, 2003) .....	6
Tabla 2.2 Enfermedades causadas por virus patógenos presentes en el agua (adaptado de Percival <i>et al.</i> , 2003) .....	7
Tabla 2.3 Enfermedades causadas por bacterias patógenas presentes en el agua (adaptado de Percival <i>et al.</i> , 2003).....	8
Tabla 2.4 Enfermedades causadas por protozoarios patógenos presentes en el agua (adaptado de Percival <i>et al.</i> , 2003).....	8
Tabla 2.5 Enfermedades causadas por helmintos patógenos presentes en el agua (Percival <i>et al.</i> , 2003).....	9
Tabla 2.6. Posibles efectos de los disruptores endócrinos sobre la salud humana (Modificada de Istas, 2012 y Olea <i>et al.</i> , 2002); .....	13
Tabla 2.7 Características de los compuestos objeto de estudio (Toxicidad Ld50).....	17
Tabla 2.8 Eliminación de contaminantes presentes en el agua residual de acuerdo a cada tratamiento (Metcalf & Eddy, 2007).....	23
Tabla 2.9. Características de los distintos procesos de membrana (Metcalf & Eddy, 2007, adaptado de Van der Bruggen, 2003).....	25
Tabla 2.10 Ventajas y desventajas de un sistema mbr (Metcalf & Eddy, 2007) .....	31
Tabla 2.11 Comparación de los procesos de biorreactor con membrana interna y externa (Carstensen <i>et al.</i> , 2012).....	32

### METODOLOGÍA

Tabla 4.1 Concentraciones de microcontaminantes orgánicos de dos cuerpos de agua residual del Valle de México (Chávez <i>et al.</i> , 2011) .....	35
Tabla 4.2 Características del sistema de prueba de membranas planas sepa cf (Sepa cf: instruction manual, 2010).....	41
Tabla 4.3 Características de la membrana estudiada.....	43
Tabla 4.4 Esquemas de limpieza al módulo de membrana.....	46
Tabla 4.5 Técnicas para la determinación de parámetros fisicoquímicos .....	51
Tabla 4.6 Técnicas para la determinación de parámetros microbiológicos.....	55

### RESULTADOS

Tabla 5.1 Magnitudes, concentraciones y porcentajes promedio de remoción de parámetros fisicoquímicos en cada etapa de tratamiento de las configuraciones de sMBR y NF-ST. ....	75
Tabla 5.2 Comparación de parámetros fisicoquímicos con lo establecido en la Normativa Nacional.....	77
Tabla 5.3 Concentración de fármacos en las distintas fases de los procesos sMBR y NF-ST; porcentajes de remoción. ....	79
Tabla 5.4 Concentración de plastificantes y hormonas en las distintas fases de los procesos sMBR y NF-ST; porcentajes de remoción.....	83

Tabla 5.5 Comparación de los porcentajes de remoción obtenidos mediante los tratamientos de nf propuestos y los reportados en la literatura .....	86
Tabla 5.6 Fórmulas para calcular los porcentajes de remoción dados por los distintos procesos. ....	87
Tabla 5.7 Masas en ng de los microcontaminantes orgánicos presentes en cada fase de las configuraciones de sMBR y NF-ST.....	88
Tabla 5.8 Porcentajes de remoción obtenidos mediante el tratamiento biológico y el proceso de nanofiltración, dispuestos en configuraciones de sMBR y NF-ST.....	90
Tabla 5.9 Concentraciones y porcentajes de remoción de bacterias presentes en cada fase de la configuración de NF-ST.....	92
Tabla 5.10 Concentraciones y porcentajes de remoción de virus y protozoos presentes en cada fase de la configuración de NF-ST.....	92
Tabla 5.11 Concentraciones y porcentajes de remoción de huevos del Helmintos presentes en cada fase de la configuración de NF-ST. ....	94
Tabla 5.12 Lista de ecuaciones para el modelo de costo capital de un proceso de filtración con membrana.....	95
Tabla 5.13 Lista de ecuaciones para el modelo de costos de operación y mantenimiento de un proceso de filtración con membrana.....	95
Tabla 5.14 Capital de inversión para la construcción de dos PTAR siguiendo los esquemas de tratamiento de sMBR y de NF-ST. ....	96
Tabla 5.15 Costo de mantenimiento y operación de dos ptar siguiendo los esquemas de tratamiento de sMBR y de NF-ST.....	98
Tabla 5.16 Costo total de operación y mantenimiento de dos PTAR con configuración en sMBR y NF-ST.....	99

## Índice de Figuras

### INTRODUCCIÓN

Figura 1.1 Escasez física y económica de agua a nivel mundial (ONU, 2005) .....	1
Figura 1.2 Disponibilidad de agua media per cápita México (INEGI, 2013) .....	2

### ANTECEDENTES

Figura 2.1 Estructura del virus del mosaico del tabaco.....	7
Figura 2.2 Bacteria <i>Escherichia coli</i> .....	7
Figura 2.3 <i>Criptosporidiosis</i> .....	8
Figura 2.4 Hembra adulta de la lombriz de <i>Ascaris lumbricoides</i> .....	9
Figura 2.5 Proceso de Eutrofización: Envejecimiento de un cuerpo de agua en la evolución geológica (Ramalho <i>et al.</i> , 1996).....	10
Figura 2.6 Distribución de los microcontaminantes en el ambiente (La Farré <i>et al.</i> , 2008) .....	12
Figura 2.7 Estructura molecular del Naproxeno (Chemical-Spider, 2013).....	14
Figura 2.8 Estructura molecular del Gemfibrozil (Chemical-Spider, 2013).....	14
Figura 2.9 Estructura molecular del Bisfenol-A (Chemical-Spider, 2013) .....	15
Figura 2.10 Estructura molecular del Butil-Bencil Ftalato (Chemical-Spider, 2013).....	15
Figura 2.11 Estructura molecular del Dietil-Hexil Ftalato (Chemical-Spider, 2013).....	16
Figura 2.12 Estructura molecular del Estradiol (Chemical-Spider, 2013).....	16
Figura 2.13 Matriz de procesos de tratamiento alternativos para el tratamiento de agua residual y su reutilización (Metcalf & Eddy, 2007).....	19
Figura 2.14 Tratamiento secundario de tipo biológico, sistema de lodos activados (César y Vázquez, 2003).....	21
Figura 2.15 Proceso de filtración con membrana (Metcalf & Eddy, 2007).....	24
Figura 2.16 Filtración por membrana en separaciones líquidas variadas (Pearson, 2013). .....	26
Figura 2.17. Espectro de separación por membrana (Yamamoto, 2011) .....	26
Figura 2.18 Ensuciamiento de membrana (Choon <i>et al.</i> , 2013).....	29
Figura 2.19 Microscopía electrónica de barrido de membrana limpia y membrana con ensuciamiento (Lee <i>et al.</i> , 2013) .....	29
Figura 2.20 Filtración de flujo cruzado (GEA Filtration, 2013).....	30
Figura 2.21 Biorreactor con membrana sumergible o inmersa (Carstensen <i>et al.</i> , 2012) ...	33
Figura 2.22 Biorreactor con membrana externa (Carstensen <i>et al.</i> , 2012).....	33

## METODOLOGÍA

Figura 4.1 Ubicación de la PTAR Cerro de la Estrella .....	36
Figura 4.2 Muestreo de agua residual en la PTAR Cerro de la Estrella .....	36
Figura 4.3 Reactor equipado .....	37
Figura 4.4 Reactor de lodos activados.....	37
Figura 4.5 Esquema de la operación de un biorreactor discontinuo secuencial.....	39
Figura 4.6 Sistema de lodos activados en sistema continuo (César y Vázquez, 2003) .....	40
Figura 4.7 Esquema del tratamiento biológico en continuo .....	40
Figura 4.8 Sistema de prueba de membranas planas SEPA CF, Osmonics® .....	42
Figura 4.9 Diagrama de operación del sistema SEPA CF II, Osmonics® .....	42
Figura 4.10 Membrana, espaciador de alimentación y portador de permeado .....	44
Figura 4.11 Célula del módulo de membrana .....	44
Figura 4.12 a) Presión en función del tiempo; b) Flujo correspondiente a cierta presión (Espinasse <i>et al.</i> ,2002).....	45
Figura 4.13 Esquema de operación del sistema SMBRs.....	47
Figura 4.14 Operación del sistema SMBRs a nivel laboratorio.....	47
Figura 4.15 Esquema de operación del sistema de NF-ST .....	48
Figura 4.16 Operación del sistema de NF-ST, a nivel laboratorio.....	48
Figura 4.17 Muestras de Nanofiltración como Tratamiento Terciario.....	49
Figura 4.18 Formas del nitrógeno presente en el ambiente .....	50
Figura 4.19 Muestra filtrada, de izquierda a derecha: influente, sedimentador secundario, permeado, rechazo .....	53
Figura 4.20 Filtración en cartucho oasis.....	53
Figura 4.21 Extracción por solventes orgánicos.....	53
Figura 4.22 Derivatización, grupo funcional Silano.....	53
Figura 4.23 Cromatografía de Gases HP6890.....	53
Figura 4.24 Licor mezclado seco .....	54
Figura 4.25 Molido y tamizado malla no.30.....	54
Figura 4.26 Adición de Tierra de Diatomea y Arena de Silica seca.....	54
Figura 4.27 Extracción: equipo de extracción acelerada con solventes, ase.....	54
Figura 4.28 Cartucho oasis, extracción, derivatización.....	54
Figura 4.29 Cromatografía de gases HP6890 .....	54

## RESULTADOS

Figura 5.1 Análisis de la reducción de concentración de cot y dco en el primer ciclo de 13 días.....	56
---	----

Figura 5.2 Eliminación de fármacos, compuestos fenólicos y potenciales disruptores endócrinos en el primer ciclo de 13 días.....	57
Figura 5.3 Registro de demanda química de oxígeno (DQO) y del carbono orgánico total (COT).....	58
Figura 5.4 Eliminación de fármacos, fenoles y posibles disruptores endócrinos durante el primer ciclo de 13 días de duración.....	59
Figura 5.5 Porcentaje de remoción de fármacos, fenoles y posibles disruptores endócrinos a lo largo del proceso de aclimatación según los distintos ciclos evaluados.....	60
Figura 5.6 Diseño experimental de variación de presión.....	62
Figura 5.7 Flux obtenidos según la presión de operación.....	62
Figura 5.8 Pruebas de flux contra tiempo a diferentes valores de presión transmembranal (membranas nuevas y usadas).....	63
Figura 5.9 Evaluación de los distintos métodos de limpieza, variación de la PTM respecto al tiempo.....	64
Figura 5.10 Evaluación de los distintos métodos de limpieza, variación de la Flux respecto al tiempo.....	65
Figura 5.11 Evaluación hidrodinámica de ambas configuraciones de membrana.....	66
Figura 5.12 Variación de parámetros fisicoquímicos a lo largo de los procesos sMBR y NF-ST (COT, DQO, y Nitrógeno en sus diversas formas).....	67
Figura 5.13 Variación de parámetros fisicoquímicos a lo largo de los procesos sMBR y NF-ST (pH, Conductividad, Absorbancia, Transmitancia, Color y Turbiedad).....	68
Figura 5.14 Variación del DQO en los procesos sMBR y NF-ST.....	69
Figura 5.15 Variación del COT en los procesos sMBR y NF-ST.....	69
Figura 5.16 Variación de la Turbiedad en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional.....	70
Figura 5.17 Variación del Color en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional.....	70
Figura 5.18 Variación de la Absorbancia en los procesos sMBR y NF-ST.....	71
Figura 5.19 Variación de la Transmitancia en los procesos sMBR y NF-ST.....	71
Figura 5.20 Variación de la Conductividad en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional.....	72
Figura 5.21 Variación del Nitrógeno Amoniacal en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional.....	73
Figura 5.22 Variación de los Nitratos en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional.....	74
Figura 5.23 Variación del Nitrógeno Total en los procesos sMBR y NF-ST.....	74
Figura 5.24 Comparación de parámetros fisicoquímicos con lo establecido en la Normativa Nacional.....	77
Figura 5.25 Concentración de fármacos en las distintas fases de los procesos sMBR y NF-ST; porcentajes de remoción de cada configuración.....	79
Figura 5.26 Análisis detallado de los porcentajes de remoción, de fármacos, logrados en cada fase del proceso NF-ST.....	81
Figura 5.27 Concentración de plastificantes y hormona en las distintas fases de los procesos sMBR y NF-ST; porcentajes de remoción de cada configuración.....	84

Figura 5.28 Análisis detallado de los porcentajes de remoción, de plastificantes y hormona, logrados en cada fase del proceso NF-ST.....	84
Figura 5.29 Análisis detallado de la variación del BuBeF a lo largo del proceso de NF-ST.	85
Figura 5.30 Concentraciones y porcentajes de remoción de bacterias presentes en cada fase de la configuración de NF-ST.....	93
Figura 5.31 Concentraciones y porcentajes de remoción de virus y protozoos presentes en cada fase de la configuración de NF-ST. ....	94
Figura 5.32 Concentraciones y porcentajes de remoción de huevos de helminto presentes en cada fase de la configuración de NF-ST. ....	94

## Resumen

La actual escasez de agua en el Valle de México exige tomar en cuenta tecnologías que permitan resolver dicho estrés hídrico. Ante ello, se ha planteado la reutilización del agua residual, lo cual dependerá de los procesos empleados para eliminar los contaminantes que contiene.

Recientemente, se ha detectado la presencia de microcontaminantes orgánicos en aguas residuales y tratadas con potencial para causar alteraciones al ser ingeridos por diversos organismos. Su persistencia, en cuerpos de agua, hace necesarios sistemas de tratamiento que eviten su introducción y acumulación en las fuentes de abastecimiento para consumo humano.

En el presente trabajo de tesis se comparó la eficiencia del tratamiento de aguas residuales mediante la tecnología de Nanofiltración (NF) dispuesta en dos sistemas a escala de laboratorio: bioreactor con membrana externa (sMBR) y la nanofiltración dispuesta como un tratamiento terciario (NF-ST), con base en la remoción de seis microcontaminantes orgánicos: dos fármacos Gemfibrozil y Naproxeno; una hormona Estradiol; y tres plastificantes Bisfenol-A, Butil-Bencil Ftalato, Dietil-Hexil Ftalato.

La experimentación se llevó a cabo con agua residual, proveniente de la planta de tratamiento Cerro de la Estrella (Iztapalapa, D.F.), la cual fue tratada en un reactor biológico con capacidad de 3 L con lodos activados, previamente aclimatados a las condiciones de operación y a un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 8 h.

Al proceso biológico se acopló un sistema de prueba de membranas planas de NF SEPA CF (Osmonics®), con membrana NF-270 (Dow Filmtec®). Realizando pruebas de flux, presión transmembranal y métodos de limpieza, estableciendo así las condiciones de operación del módulo (presión: 0.5-3 bar, flux crítico:  $\pm 20.5$  L/m<sup>2</sup>h, y método de limpieza: flujo de aire permanente a co-corriente).

La tecnología de membranas de NF se evaluó bajo dos configuraciones: a) sMBR, el licor mezclado del tratamiento biológico fue bombeado hasta el módulo de membrana a las presiones establecidas; b) NF-ST, el efluente del biorreactor se colectó de forma continua en un sedimentador, de 7 L, para su clarificación; posteriormente fue bombeado al módulo de membrana.

Para analizar y comparar el desempeño y la eficiencia de ambas configuraciones se determinaron parámetros fisicoquímicos convencionales (métodos estándar), parámetros microbiológicos (métodos estándar y métodos propuestos en la normativa nacional) y los porcentajes de remoción de los microcontaminantes orgánicos (mediante la técnica propuesta por Gibson *et al.*, 2007 y Durán-Álvarez *et al.*, 2009) en tiempos definidos de la operación, para las corrientes de entrada y salida de los procesos involucrados.

Si bien, ambos procesos mostraron una alta remoción de contaminantes convencionales y microcontaminantes orgánicos, fue el proceso de NF-ST el que presentó las mayores eficiencias en la remoción de parámetros fisicoquímicos y fármacos; mientras que, las mayores remociones de plastificantes se lograron a través del sistema en sMBR. Es posible que estas diferencias se hayan debido a la mayor capacidad de los ftalatos para adsorberse en matrices sólidas como lodos y biopelículas.

En términos generales, se concluye que ambos sistemas fueron significativamente eficientes en la eliminación de los parámetros y contaminantes estudiados. Sin embargo, es importante resaltar que, para el sistema sMBR, el tiempo de vida de la membrana se vio reducido pues, el contacto directo del licor mezclado con la membrana acelera su ensuciamiento, exigiendo con ello presiones más altas para mantener el flux a lo largo del tiempo. Por el contrario, en el tratamiento terciario, la presencia del sedimentador permitió un mayor rendimiento de la membrana.

La tecnología de membranas de NF representa una opción atractiva para la eliminación de compuestos que el proceso biológico no remueve eficientemente. Los datos obtenidos en esta tesis permitieron establecer los parámetros y criterios para el escalamiento del proceso.

## 1. Introducción

El agua dulce es uno de los recursos naturales de mayor importancia para la sociedad y el medio ambiente al ser un elemento esencial para la vida y la salud, así como para la producción agropecuaria e industrial. A pesar de que más del 70% de la superficie del planeta está compuesta por agua, solamente 2.7% de ésta es agua dulce, de la cual el 2.08% se encuentra congelada, en los polos, y solo el 0.62% está disponible para el consumo humano y el mantenimiento de los ecosistemas naturales (Jiménez, 2001).

Aunado a esto, y a pesar de que en el planeta hay agua suficiente para abastecer el total de la población mundial (6,000 millones), el crecimiento demográfico insostenible, la contaminación de las fuentes de abastecimiento, el constante desperdicio del recurso y la intensificación de su uso en actividades agrícolas e industriales han generado que, en la actualidad, una de cada tres personas en el mundo no dispongan de agua suficiente para satisfacer sus necesidades; y que alrededor de 30 países en el mundo enfrenten la escasez de este recurso (Figura 1.1).

De acuerdo a estimaciones de la Organización de las Naciones Unidas (ONU): de persistir las tendencias actuales, para el año 2025, dos tercios de la población mundial sufrirán serios problemas de estrés hídrico (López *et al.*, 2006; ONU, 2005).

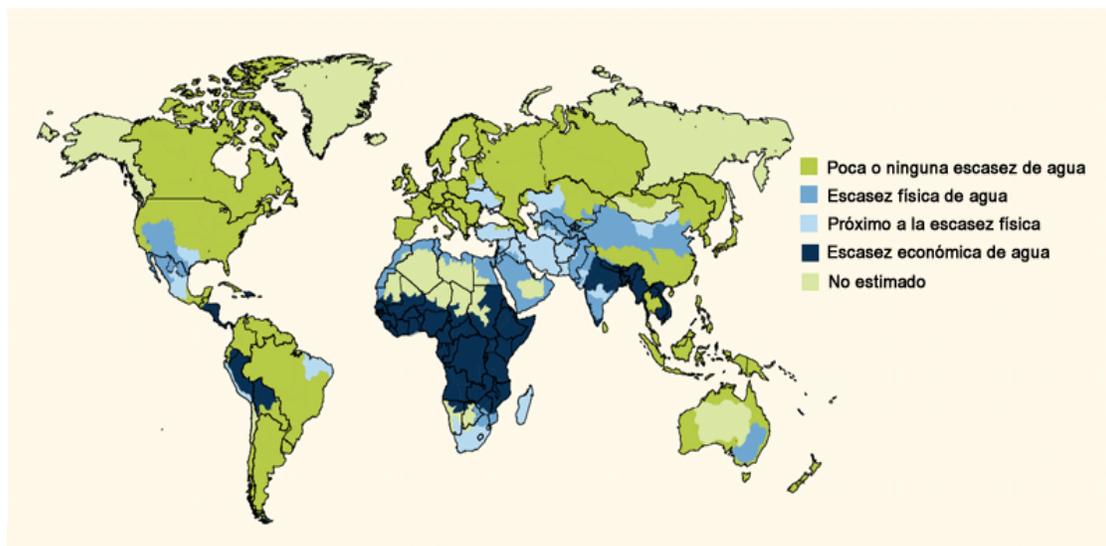
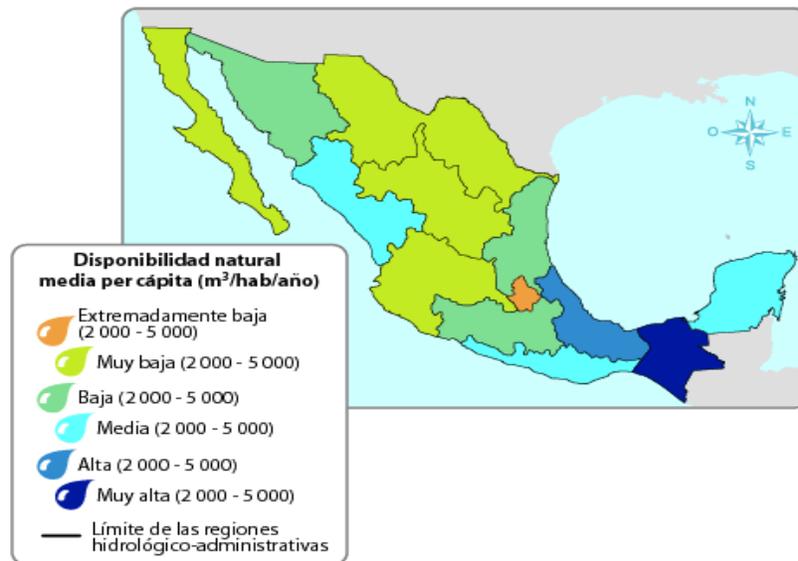


Figura 1.1 Escasez física y económica de agua a nivel mundial (ONU, 2005)

Por su parte México, con un volumen disponible de agua de 4,547 m<sup>3</sup> al año, es considerado en la actualidad según el índice de escases de agua, calculado por la metodología de Falkenmark (1989), como un país con disponibilidad de agua comprometida en distintas regiones. Pues, mientras que en el centro, norte y noreste del país se concentra más del 70% de la población y de las actividades económicas e industriales, y solo recibe 32% del escurrimiento total; la región sureste concentra el 68% del escurrimiento restante (Figura 1.2).

La confluencia de este tipo de factores ocasiona que, en las distintas regiones hidrológicas de México, la disponibilidad de agua en promedio por habitante llegue a situaciones extremas, como es el caso de la región del Valle de México (Jiménez, 2001).



**Figura 1.2** Disponibilidad natural de agua media per cápita (INEGI, 2013).

Dicha situación, en conjunto con la creciente necesidad de abastecimiento de agua, ha generado la sobreexplotación de acuíferos, además de la búsqueda de fuentes no convencionales para el abastecimiento de este recurso. Por ello, uno de los principales retos del siglo XXI es dar solución al estrés hídrico en el que muchas sociedades se encuentran inmersas hoy en día.

Ante esta problemática, se ha planteado la reutilización planificada del agua residual como una forma ecológicamente eficiente para lograr reducir el estrés hídrico, permitiendo al mismo tiempo, hacer sostenible la demanda de agua; de forma tal que, el agua residual, en lugar de ser considerada como una fuente de contaminación, sea vista como una fuente de agua potable no convencional que puede ser aprovechada, no sólo con fines agrícolas e industriales, sino también para su uso indirecto y en la recarga de acuíferos (Sanguanduan & Nititvattananon, 2010).



Para que la reutilización del agua residual se lleve a cabo de forma eficiente, es importante que, durante su tratamiento se realice la completa eliminación de microcontaminantes orgánicos presentes en ella, mismos que representan un riesgo para la salud humana y el medio ambiente.

En la actualidad, existen diversos métodos para el procesamiento de agua residual, los cuales comprenden varias etapas de tratamiento: a) primario, donde se lleva a cabo la remoción de sólidos inorgánicos; b) secundario, elimina las partículas orgánicas suspendidas en el agua; y c) terciario, remueve la materia orgánica, las moléculas inorgánicas y los microorganismos residuales (César y Vázquez, 2003).

A pesar de que los tratamientos terciarios conducen a tasas altas de remoción, de cierto tipo de contaminantes, esto no garantiza que su efluente pueda ser empleado para el consumo humano directo o para la recarga del acuífero debido a la calidad estándar con la que debe contar para cumplir la normativa de reúso (la cual incluye parámetros convencionales, no convencionales y compuestos emergentes).

Los compuestos emergentes, se refieren principalmente a los microcontaminantes orgánicos recientemente detectados y considerados como una amenaza potencial para el humano y el medio ambiente, ya que, al ser consumidos aun en pequeñas cantidades, son capaces de producir alteraciones biológicas a los organismos (Sepúlveda, 2009).

Ante la presencia de microcontaminantes orgánicos en el agua, la filtración con membranas de nanofiltración (NF), a diferencia de las membranas de ultrafiltración (UF), es considerada como una opción de tratamiento viable, ya que, además de permitir la eliminación de la materia orgánica presente, permite la remoción total o parcial de los microcontaminantes orgánicos, sin las exigencias de energía que se requerirían al emplear membranas de osmosis inversa (OI).



## 2. Antecedentes

### 2.1. Agua Residual

El ciclo antropogénico del agua comienza y termina en las fuentes de abastecimiento (Burgess & Pletschke, 2008). De ellas el agua es tomada y procesada para emplearse tanto en el consumo humano, como en actividades domésticas, industriales y agrícolas, durante las cuales el agua se contamina, es decir, recibe un exceso de material y/o energía que altera sus propiedades naturales cambiando su composición biológica y fisicoquímica, lo que da lugar al agua residual (Manahan, 2007).

De acuerdo con Mara (1976), un agua residual es aquella que proviene del sistema de abastecimiento de una población, después de haber sido modificada por diversos usos.

Según su procedencia, el agua residual se puede clasificar en:

- Doméstica:

Agua empleada por la comunidad, que contiene desechos humanos (orina y heces fecales), productos de actividades de higiene (baños, cocina lavandería, etc.) y de restos de alimentos.

- Industrial:

Efluente generado en procesos industriales, cuyas características varían según el tipo de industria que las genera.

- Pluvial:

Agua de lluvia que, a pesar de que se podría considerar limpia, al realizar su recorrido por las calles, estacionamientos y techos, lava y arrastra consigo sustancias tóxicas, que la contaminan al igual que a los cuerpos de agua donde son descargadas.

### 2.2. Reúso de Agua Residual

Desde siempre el agua residual ha sido considerada como una fuente de contaminación al ambiente, siendo menospreciada y alejada de las comunidades. Sin embargo, desde hace algunas décadas ante la creciente escasez de agua, ésta es considerada, a través de su regeneración, como una fuente de reutilización y una opción real en el suministro del recurso hídrico al tiempo que reduce la demanda de agua de fuentes tradicionales.



La regeneración del agua residual es entendida como el proceso, a través del cual, un agua contaminada es tratada para su posterior reúso, en beneficio de las comunidades y el medio ambiente, sin que ello represente un riesgo.

Cualquier agua contaminada puede ser, en principio, empleada para diversos propósitos siempre y cuando sea tratada adecuadamente y cumpla con los requisitos de calidad especificados para ello:

- *Riego agrícola*
- *Riego de áreas verdes*
- *Actividades industriales*, refrigeración y otros procesos.
- *Recarga del acuífero*, reposición de aguas extraídas, almacenamiento del agua regenerada y/o establecimiento de una barrera hidráulica contra la intrusión salina.
- *Usos recreativos y ambientales*, desarrollo de lagos estanques de almacenamiento, campos de golf, restauración de pantanos, humedales, etc.
- *Usos urbanos no potables*, protección contra incendios, aire acondicionado, inodoro, etc.
- *Potable*, mediante la mezcla del agua regenerada con agua potable o directamente como agua potable tras la aplicación de tratamientos avanzados (Asano *et al.*, 2007).

### 2.3. Contaminantes Presentes en el Agua Residual Municipal

El reúso del agua residual depende fundamentalmente de dos factores que son *a)* la composición del agua residual cruda y *b)* su correcto tratamiento.

Dentro de las impurezas detectadas en el agua residual municipal se encuentran: los contaminantes de tipo orgánico, inorgánico y biológico; además de los recién detectados compuestos emergentes, que son los productos químicos de tipo doméstico (detergentes, plaguicidas, etc.) y los denominados productos farmacéuticos y de uso personal.

En la Tabla 2.1 se muestran los principales contaminantes encontrados en un agua residual típica.



**Tabla 2.1 Análisis típico del agua residual municipal  
(César y Vázquez, 2003)**

Constituyente	Concentración, mg/L *		
	<i>Fuerte</i>	<i>Media</i>	<i>Débil</i>
<b>Sólidos, totales</b>	1200	720	350
<b>Disueltos totales</b>	850	500	250
<b>Fijos</b>	525	300	145
<b>Volátiles</b>	325	200	105
<b>Suspendidos totales</b>	350	220	100
<b>Fijos</b>	75	55	20
<b>Volátiles</b>	275	165	80
<b>Sólidos sedimentables, ml/L</b>	20	10	5
<b>Demanda bioquímica de Oxígeno, 5 días a 20°C (DBO<sub>5</sub>)<sup>4</sup></b>	400	220	110
<b>Carbono orgánico total (COT)</b>	290	160	80
<b>Demanda química de oxígeno (DQO)</b>	1000	500	250
<b>Nitrógeno (total como N)</b>	85	40	20
<b>Orgánico</b>	35	15	8
<b>Amoniacal</b>	50	25	12
<b>Nitritos</b>	0	0	0
<b>Nitratos</b>	0	0	0
<b>Fósforo (total como P)</b>	15	8	4
<b>Orgánico</b>	5	3	1
<b>Inorgánico</b>	10	5	3
<b>Cloruros</b>	100	50	30
<b>Alcalinidad (como CaCO<sub>3</sub>)</b>	200	100	50
<b>Grasas</b>	150	100	50

\* A menos que se especifique otra

### **2.3.1. Contaminantes Microbiológicos**

El agua es responsable de aproximadamente el 80% de las enfermedades infecciosas, ya que actúa como transporte para la transmisión de diversos microorganismos, en su mayoría patógenos, responsables del 40% de la mortandad anual, a nivel mundial (OMS, 1997).

Dentro de los principales organismos que un agua residual puede contener, se incluyen representantes de los siguientes grupos: virus, bacterias, protozoarios y helmintos. A continuación, se describen las principales características de cada uno de estos cuatro grupos:

a) VIRUS

Los virus son parásitos con formas variables que van desde simples helicoides hasta estructuras más complejas, con tamaños que oscilan entre 20-500  $\mu\text{m}$  ( Figura 2.1). Los virus contienen toda la información genética necesaria para su propia reproducción y sólo pueden multiplicarse dentro de las células de otros organismos, por lo que requieren un huésped (bacteria, vegetal o animal) para alojarse, estableciéndose así como la entidad biológica más abundante en el planeta (Curtis, 1996; Mara & Horan, 2003; OMS, 1997).

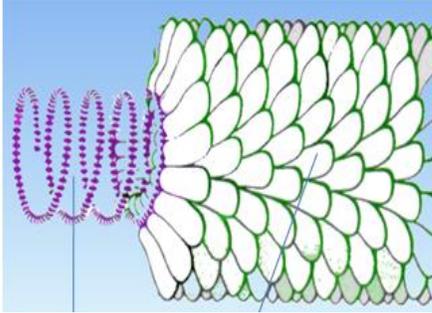


Figura 2.1 Estructura del virus del mosaico del tabaco

Las principales enfermedades causadas por los virus transportados en el agua residual se señalan en la Tabla 2.2.

Tabla 2.2 Enfermedades causadas por virus patógenos presentes en el agua (adaptado de Percival *et al.*, 2003).

Virus	Enfermedades
<i>Enterovirus</i>	Vómito, diarrea, hepatitis, enfermedades respiratorias, meningitis
<i>Astrovirus</i>	Nauseas, vómito, dolor abdominal
<i>Calciovirus</i>	Gastroenteritis
<i>Rotavirus</i>	Gastroenteritis, vómito, nauseas
<i>Poliomyelitis</i> (3 tipos)	Poliomyelitis aguda, parálisis infantil
<i>Virus desconocidos</i>	Hepatitis infecciosa

b) BACTERIAS

Las bacterias son organismos unicelulares que habitan en casi todos los ecosistemas. Su reproducción es asexual, mediante división celular fisión binaria, por lo que en condiciones ideales, se logran duplicar rápidamente, creando una población de millones de organismos en corto tiempo (Figura 2.2). Algunas bacterias pueden ocasionar enfermedades de gran impacto, en humanos y animales, cuyos principales síntomas son las complicaciones intestinales (Tabla 2.3) (Curtis, 1996; Mara & Horan, 2003).

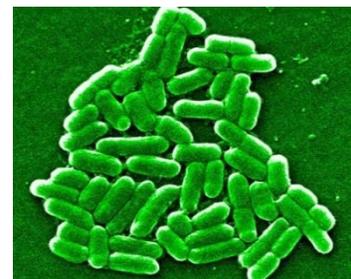


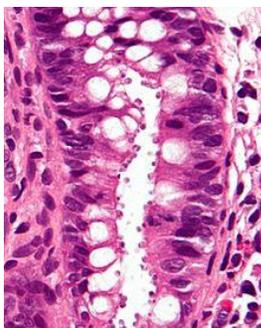
Figura 2.2 Bacteria *Escherichia coli*



**Tabla 2.3 Enfermedades causadas por bacterias patógenas presentes en el agua (adaptado de Percival *et al.*, 2003).**

Bacterias	Enfermedades
<i>Francisella tularensis</i>	Tularemia
<i>Leptospira sp.</i>	Leptospirosis
<i>Salmonella paratyphi</i> (A, B, C)	Paratifoidea (fiebre entérica)
<i>Salmonella typhi</i>	Fiebre tifoidea, fiebre entérica
<i>Shigella</i> ( <i>S. Flexneri</i> , <i>S. Sonnei</i> , <i>S. dysenteriae</i> , <i>S. boydii</i> )	Shigelosis (disentería bacilar)
<i>Eschericia coli enteohemorágica</i>	Diarrea con sangre, mucosidad, dolor abdominal
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
<i>Campylobacter jejuni</i>	Diarrea, dolores abdominales, dolor de cabeza

### c) PROTOZOARIOS



**Figura 2.3**  
**Criptosporidiosis**

Algunos representantes de los protozoos son patógenos peligrosos. Tienen la particularidad de formar estructuras de resistencia (quistes u oocistos) bajo condiciones ambientales adversas (temperatura, pH, humedad, nutrientes, etc.), retornando a su estado adulto e infectivo (trofozoito), una vez que éstas son favorables (Figura 2.3). Tal, es el caso de *Giardia* y *Cryptosporidium*, los cuales son considerados como organismos de gran importancia médica y de salud pública (Curtis, 1996; Mara & Horan, 2003).

En la Tabla 2.4 se muestran algunos ejemplos de protozoarios, así como las enfermedades que pueden ocasionar.

**Tabla 2.4 Enfermedades causadas por protozoarios patógenos, presentes en el agua (Percival *et al.*, 2003).**

Protozoarios	Enfermedades
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiosis (disentería amebiana, enteritis amebiana, colitis amebiana)
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiosis (enteritis giardiosis, lambliasis)
<i>Cryptosporidium</i>	Cryptosporidiosis, diarrea aguda y persistente

d) HELMINTOS

**Figura 2.4** Hembra adulta de la lombriz *Ascaris lumbricoides*

El vocablo “helminto” hace referencia a todo tipo de gusanos, tanto parásitos como no parásitos (Figura 2.4). Los helmintos son animales cuyas células se agrupan formando órganos y tejidos. Su estructura es alargada, sin extremidades y con simetría bilateral, se reproducen sexualmente, pudiendo ser hermafroditas o dioicos (sexos separados).

En el caso de los helmintos parásitos, su ciclo de vida incluye dos o más huéspedes, los cuales son afectados con gran variedad de enfermedades gastro-infecciosas. Dicho ciclo incluye la etapa de huevo, etapa infecciosa de mayor resistencia (Curtis, 1996; Mara & Horan, 2003).

En la Tabla 2.5 se muestran algunos de los géneros de helmintos y las enfermedades que estos ocasionan.

**Tabla 2.5** Enfermedades causadas por helmintos patógenos presentes en el agua (Percival *et al*, 2003).

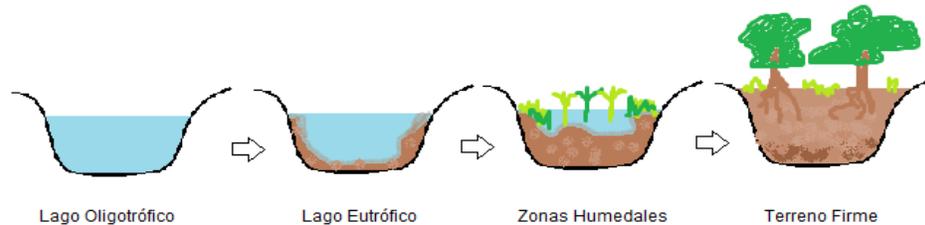
<b>Helmintos (gusanos parásitos)</b>	<b>Enfermedades</b>
<i>Dracunculus medinensis</i>	Dracontiasis (dracunculiasis; dracunculosis; medina; infección serpiente, dragón o gusano de Guinea)
<i>Echinococcus</i>	Equinococosis
<i>Shistosoma</i> ( <i>S. Mansoni</i> , <i>S. Japonicum</i> , <i>S. Haematobium</i> )	Squistosomiosis (bilharziasis o enfermedad de “Bill Harris”)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariasis
<i>Hymenolepis</i> spp.	Trastornos digestivos, distensión abdominal

### 2.3.2. Contaminantes Inorgánicos

Los contaminantes de naturaleza inorgánica entran a los cuerpos de agua a través de diversas fuentes. De forma natural son liberados al ambiente a través de la erosión de suelos y rocas, por arrastre hacia ríos, o bien, por la filtración en acuíferos; de forma artificial, son descargados a través del agua residual municipal, o bien, por diferentes actividades humanas tales como la agricultura, la industria química y metalúrgica, la actividad minera, etc.

Los contaminantes inorgánicos pueden ser de muy distinta composición, por lo que sus efectos en la naturaleza son igualmente diversos. A continuación se enlistan los principales compuestos inorgánicos causantes de contaminación en los cuerpos de agua:

- *Nutrientes inorgánicos (nitrógeno y fósforo)*: aunque beneficiosos en la agricultura, su exceso en cuerpos de agua genera el crecimiento descontrolado de algas y por ende la disminución del oxígeno disuelto en los mismos, ocasionando eutrofización (Figura 2.5).



**Figura 2.5 Proceso de Eutrofización: Envejecimiento de un cuerpo de agua en la Evolución Geológica (Ramalho *et al.*, 1996).**

- *Ácidos Minerales*: surgen de la exposición de los minerales con agua y/o aire, formando ácido sulfúrico, ácido nítrico, ácido clorhídrico, etc. Son la principal fuente de contaminación que genera el incremento de acidez en cuerpos de agua, dañando a especies acuáticas (principalmente crustáceos).
- *Sales y Minerales disueltos*: aunque no son sustancias tóxicas, al excederse las concentraciones tolerables por la flora y fauna acuática, pueden causar severos daños a estos organismos propiciando incluso su muerte. Uno de los efectos más graves, a largo plazo, del incremento de la salinidad en el agua, involucra la pérdida de cerca de 25% de tierras de cultivo regadas con dicha agua (Agarwal *et al.*, 2009).
- *Metales Pesados*: Compuestos altamente tóxicos y carcinógenos, presentes en aguas residuales industriales, los cuales aún en concentraciones mínimas, pueden causar serios problemas a la vida acuática y al humano (Gajananda *et al.*, 2012).



### 2.3.3. Contaminantes Orgánicos

La contaminación orgánica del agua se refiere a aquella causada, principalmente, por la presencia de carbohidratos, grasas, proteínas y sustancias similares, las cuales son fácilmente biodegradables en medios acuosos, a través de microorganismos presentes en el suelo y el agua. Otras fuentes, son las descargas de residuos del empleo o la producción de detergentes, pesticidas, aceites, resinas y plastificantes; así como de los residuos de las industrias alimenticias, farmacéuticas, azucareras; y los residuos sanitarios y hospitalarios, los cuales pueden contener sustancias de estructura compleja y de difícil biodegradación.

La contaminación orgánica se debe, esencialmente, a la presencia de materia orgánica disuelta y suspendida en el agua, cuya principal consecuencia es la disminución del oxígeno disuelto (OD), como resultado del proceso de degradación biológica de dicha materia.

En un ecosistema acuático, relativamente no contaminado, el número de bacterias presentes es bajo, por lo tanto, los niveles de oxígeno se mantienen. Por el contrario, cuando la contaminación orgánica es excesiva, los microorganismos (bacterias aerobias) aumentan su presencia, al igual que sus tasas de respiración, lo que conlleva al decremento de OD en el agua, causando así graves daños a la vida acuática (Artiola *et al.*, 2004).

#### 2.3.3.1. Microcontaminantes Orgánicos (Contaminantes Emergentes)

Durante los últimos años, gracias al desarrollo de métodos analíticos más avanzados, se ha logrado la detección de cierto tipo de microcontaminantes orgánicos en cuerpos de agua, producto de la descarga de aguas residuales sin tratar o con tratamientos no adecuados (Barceló y López de Alda, 2013).

Dichos compuestos orgánicos, son denominados contaminantes emergentes pues, a pesar de no encontrarse regulados por las normas de calidad de agua existentes, constituyen una amenaza potencial para el ser humano y el medio ambiente (Altmajer, 2007).

Los contaminantes emergentes incluyen una larga lista de compuestos, tanto naturales como artificiales, dentro de los que se pueden mencionar: los compuestos farmacéuticos activos (PhACs), drogas de abuso, perfumes y productos de cuidado personal (PCPs), esteroides y hormonas, surfactantes, pesticidas, herbicidas, compuestos perfluorados (PFCs), ftalatos, hidrocarburos aromáticos poli-cíclicos (HAPs), productos anti-flama, aditivos industriales, y sus productos de transformación (TPs). Recientemente, se han detectado tres nuevas clases de contaminantes emergentes: los nano-materiales, 1,4-dioxano y los sub-productos de la desinfección de piscinas (DBPs) (Becerril, 2009).



La mayoría de estos productos, empleados en los hogares, las industrias y la agricultura, son desechados a través de la excreta humana o animal y/o de los residuos y la escorrentía de calles, entrando así de forma directa al drenaje municipal. Durante el tratamiento del agua residual dichas sustancias son, tan solo, parcialmente eliminadas entrando, consecuentemente (a concentraciones de  $\mu\text{g-ng/L}$ ), a los ecosistemas acuáticos, los cuales son posteriormente empleados para el abastecimiento de agua potable (La Farré *et al.*, 2008) (Figura 2.6).

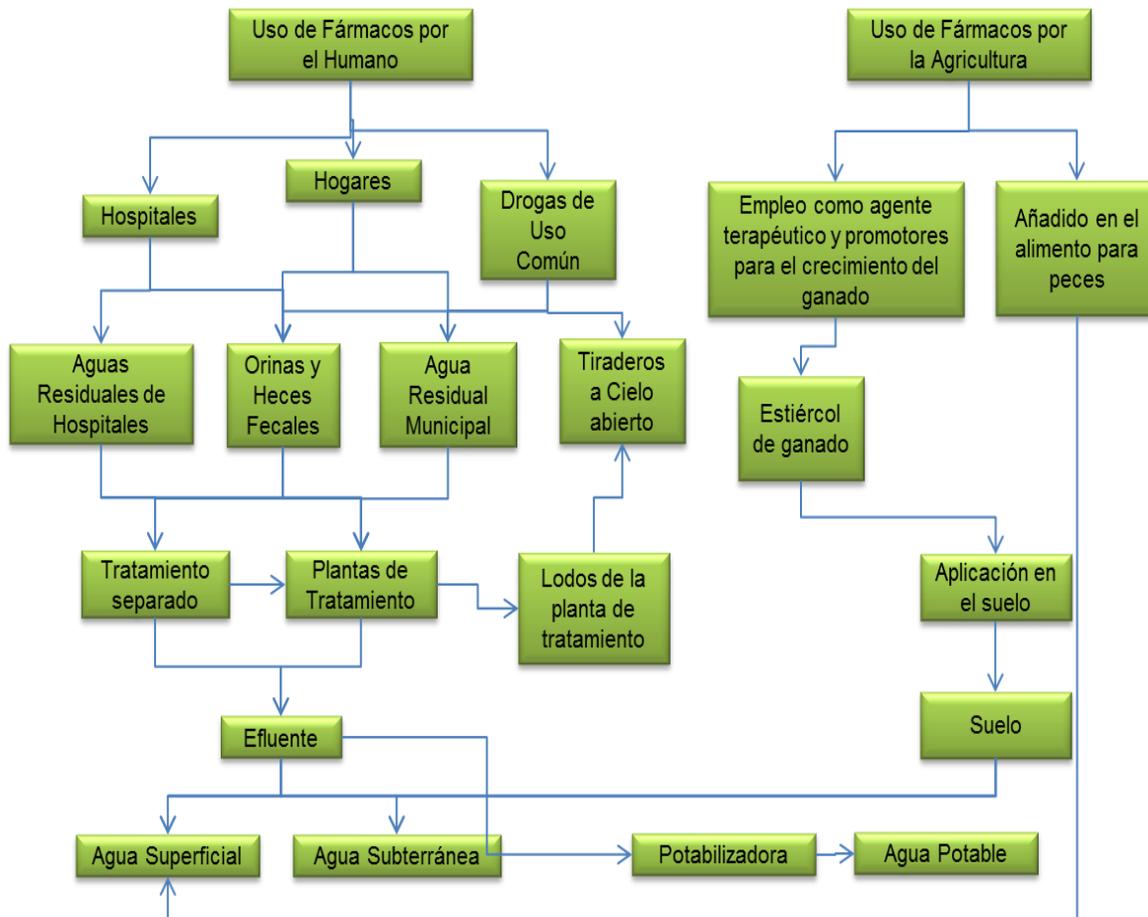


Figura 2.6 Distribución de los microcontaminantes en el ambiente (La Farré *et al.*, 2008)

Los microcontaminantes orgánicos, además de reducir la calidad de la vida acuática, son considerados como una amenaza potencial para los organismos vivos en contacto y para su descendencia. Lo anterior se debe a que muchos de estos compuestos han sido identificados como compuestos de disrupción endócrina (por sus siglas en inglés EDC), es decir, “sustancias exógenas, causantes de efectos adversos a la salud como consecuencia de los cambios inducidos en las funciones endócrinas” (EU Commission, 1996; Diano & Mita, 2011).



Dichos compuestos pueden ser altamente tóxicos y persistentes en el ambiente, debido a la dificultad que representa su degradación, y a su capacidad de bioacumularse y escalar la cadena alimenticia (Samper *et al.*, 1999).

Dentro de los efectos negativos, ya documentados, causados por los EDC a ecosistemas acuáticos se pueden mencionar trastornos reproductivos (procesos de feminización de peces machos y masculinización de peces hembras) y trastornos renales de organismos acuáticos (Argemi *et al.*, 2005).

De igual forma, existe una correlación entre la exposición humana a estos compuestos y la reciente recurrencia de enfermedades tales como las que se presentan en la Tabla 2.6.

**Tabla 2.6. Posibles efectos de los disruptores endócrinos sobre la salud humana (Modificada de Istas, 2012 y Olea *et al.*, 2002);**

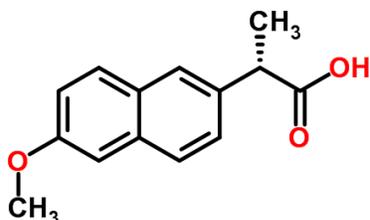
<b>Mujeres</b>	<b>Hijas</b>	<b>Hijos</b>	<b>Hombres</b>
Cáncer de mama	Pubertad precoz	Hipospadias	Cáncer de Testículos
Endometriosis	Cáncer Vaginal	Disminución del recuento espermático y del nivel de testosterona	Cáncer de Próstata
Muerte embrionaria o fetal	Deformaciones en órganos reproductivos	Criptorquidia (no descenso testicular)	Reducción del recuento espermático y del nivel de testosterona
Malformaciones en la descendencia	Problemas en el desarrollo del sistema Nervioso Central		Modificación de la concentración de hormonas tiroideas
Bajo peso al nacer			
Hiperactividad			
Problemas de aprendizaje, disminución del coeficiente intelectual y de la comprensión lectora			

Para el desarrollo del presente trabajo, los microcontaminantes orgánicos estudiados fueron seleccionados en función a su estructura molecular y la disponibilidad del equipo necesario para su detección. El estudio incluyó tres variedades de compuestos: dos fármacos (Naproxeno y Gemfibrozil); una hormona (17 $\beta$ -Estradiol) y tres plastificantes (DiEtil-HexilFtalato DEHF, ButilBecil Ftalato BuBeF y Bisfenol-A).



## a) FÁRMACOS

### NAPROXENO



**Figura 2.7 Estructura molecular del Naproxeno (Chemical-Spider, 2013)**

El Naproxeno (Figura 2.7), fármaco de la familia de los NSAID (fármacos anti-inflamatorios no esteroideos) que cuenta con propiedades analgésicas y antipiréticas, se emplea en el tratamiento de enfermedades reumáticas y esqueleto-musculares, tales como: artritis reumatoide, osteoartritis, espondilitis anquilosante, tendinitis, bursitis y gota aguda.

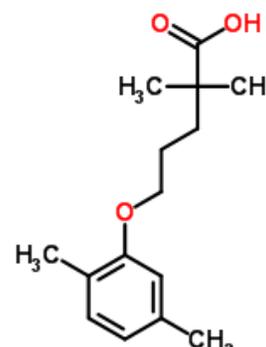
De igual forma, es empleado para el alivio de la fiebre, el dolor (leve a moderado), y en el tratamiento de la dismenorrea primaria.

### GEMFIBROZIL

El Gemfibrozil, es un ácido fibríco regulador de lípidos que regula los niveles elevados de lípidos séricos, principalmente mediante el decremento de los triglicéridos.

Este fármaco es empleado para tratar enfermedades como la hiperlipoproteinemia y la hipercolesterolemia tipo II b; de igual forma, se usa para tratar a pacientes adultos con elevados niveles de triglicéridos, quienes tienen alto riesgo a desarrollar pancreatitis y quienes no responden adecuadamente a una dieta estricta.

En la Figura 2.8 se observa la estructura molecular del Gemfibrozil.



**Figura 2.8 Estructura molecular del Gemfibrozil (Chemical-Spider, 2013)**

## b) PLASTIFICANTES Y HORMONAS

### BISFENOLA (BPA)

El Bisfenol A, compuesto estrogénico no esteroideo (nSECs), se produce en grandes cantidades en la industria del plástico, principalmente para la producción de policarbonatos, resinas epóxicas, resinas de poliéster insaturado y retardantes de flama.

Algunos ejemplos de su aplicación son: envases de alimentos y bebidas, biberones, vasos desechables, CDs, DVDs, piezas automotrices, equipos de seguridad (de alta resistencia), vajillas de plástico, anteojos, juguetes y productos sanitarios. También es empleado para el recubrimiento del interior de los enlatados, suelos, pinturas y tuberías de suministro de agua; los selladores y materiales dentales también pueden contener BPA (Figura 2.9).

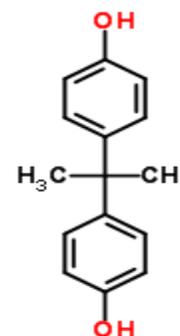


Figura 2.9 Estructura molecular del Bisfenol A (Chemical-Spider, 2013)

De acuerdo al Programa Internacional de la Organización Mundial de la Salud sobre Seguridad Química, el BPA es considerado un compuesto de disrupción endocrina capaz de interferir en la producción o la actividad hormonal en el ser humano y otros seres vivos.

### BUTIL BENCIL FTALATO BUBEF

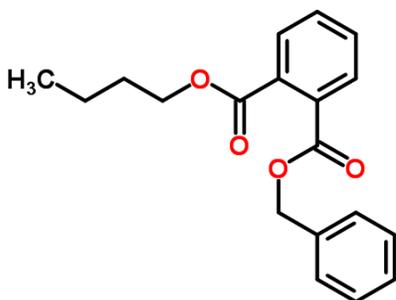


Figura 2.10 Estructura molecular del Butil-Bencil Ftalato (Chemical-Spider, 2013)

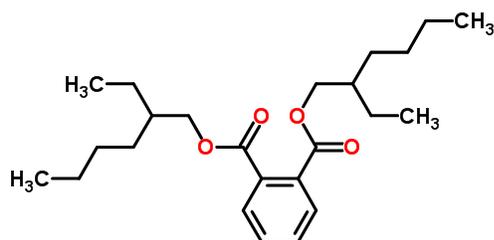
Éster, de la familia de los Ftalatos, empleado como plastificante en resinas de polivinilo y celulosa, y como un intermediario orgánico (Figura 2.10).

Normalmente, es usado en una amplia gama de productos de PVC blandos, como pisos, embalajes y pieles artificiales. De igual forma se emplea en la elaboración de selladores, adhesivo, pinturas, tintas, etc.

El BuBeF es absorbido por los organismos a través de la respiración y el contacto cutáneo, causando irritación en ojos, nariz, garganta y piel; al presentarse en altas concentraciones puede causar mareos. En el peor de los escenarios, exposiciones prolongadas a altas concentraciones de BuBeF son capaces de desarrollar daños al sistema nervioso y reproductivo y causar cáncer (leucemia).

En la Tabla 2.7 se observan las características de los compuestos, objeto de estudio, y la toxicidad Ld50 (dosis letal) para cada uno de ellos (National Toxicology Program, 1997).

### DIÉTIL HEXIL FTALATO DEHF



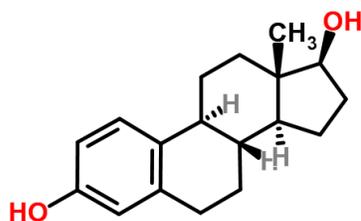
**Figura 2.11 Estructura molecular del DiÉtil-Hexil Ftalato (Chemical-Spider, 2013)**

El DiÉtil Hexil Ftalato, éster ácido benceno-carboxílico de la familia de los ftalatos (Figura 2.11), es un compuesto cuya principal aplicación en la industria es como aditivo plastificante en la producción de resinas de cloruro de polivinilo.

También es empleado para la producción de otro tipo de polímeros y resinas, para la manufactura de fluidos de bombas, fluidos dieléctricos de condensadores eléctricos, disolventes, películas fotográficas, perfumes, cosméticos, juguetes, etc.

Estudios realizados a diferentes mamíferos han demostrado que el DEHF es responsable de diversos padecimientos del hígado, los riñones y del sistema reproductivo, sobre todo en los machos; de igual forma se relaciona al DEHF con la recurrente aparición de células cancerígenas en organismos expuestos a dicho compuesto (Agarwal *et al.*, 1985).

### ESTRADIOL



**Figura 2.12 Estructura molecular del Estradiol (Chemical-Spider, 2013)**

El estradiol, principal estrógeno humano intracelular, es un esteroide C18 aromatizado con grupo hidroxilo en 3-beta-y 17-beta (Figura 2.12).

Este compuesto es empleado en el tratamiento de los síntomas urogenitales, asociados con la post-menopáusica atrofia de la vagina y/o del tracto urinario inferior.

El estradiol entra a las células libremente y busca regular la transcripción de genes que conduce a la formación del Ácido Ribonucleico mensajero (ARN), el cual interactúa con los ribosomas para producir proteínas específicas.



**Tabla 2.7 Características de los compuestos objeto de estudio (Toxicidad Ld<sub>50</sub>: dosis letal de una sustancia para cierta especie) (The DrugBank database, 2013), (ChemSpider, 2013), (Center of Disease Control and Prevention, 2013)**

Compuesto	Fórmula Química	Clasificación	Efectos Nocivos	Toxicidad ORAL (LD <sub>50</sub> ) mg/kg	Peso Molecular (g/mol)	Constante de Disociación (pka)	Constante de partición octanol-agua Log Kow	Solubilidad en Agua (mg/L) 25-30°C
<b>Naproxeno</b>	C <sub>14</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>	Fármaco	Problemas cardíacos y Cerebrovasculares	360 [ratón]	230.2	4.15	3.18	16.4
<b>Gemfibrozil</b>	C <sub>15</sub> H <sub>22</sub> O <sub>3</sub>	Fármaco	Trastornos musculares	3 162 [ratón]	250.3	4.71	4.77	10.9
<b>Estradiol</b>	C <sub>18</sub> H <sub>24</sub> O <sub>2</sub>	Hormona	Disrupción Endócrina	náuseas, vómitos y hemorragias	272.4	10.33	4.08	21.3
<b>Bisfenol-A</b>	C <sub>15</sub> H <sub>16</sub> O <sub>2</sub>	Plastificante	Disrupción Endócrina	>2000	228.3	9.59-11.30	3.32	120-300
<b>BuBeF</b>	C <sub>19</sub> H <sub>20</sub> O <sub>4</sub>	Plastificante	Disrupción Endócrina	2 330 [rata]	312.4	-	4.77	0.71
<b>DEHF</b>	C <sub>24</sub> H <sub>38</sub> O <sub>4</sub>	Plastificante	Disrupción Endócrina	>20 000 [rata]	390.6	-	4.81-9.62	0.003-1.3



## 2.4. Procesos de tratamiento de Agua Residual

Una vez que el agua residual llega al sistema de drenaje (sanitario o sanitario y pluvial) ésta es dirigida a las plantas de tratamiento, donde se busca remover la mayor cantidad de contaminantes presentes, antes de su descarga en los sitios de disposición final.

La selección de los procesos de tratamiento, a los que se somete al agua residual, depende de diversos factores tales como:

- a) Características del agua residual: oxígeno disuelto, turbiedad, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, pH (acidez), productos tóxicos, DBO y DQO (parámetros que indican el nivel de contaminación del agua),
- b) Calidad del efluente final,
- c) Coste y disponibilidad de área para la construcción de infraestructura necesaria para el tratamiento
- d) Consideraciones de futuras ampliaciones o del incremento en las restricciones de los límites de vertido,
- e) Coste local del agua (ciertos tratamientos sofisticados solo se pueden justificar en zonas donde el agua tiene un costo elevado) (Ramalho, 2003).

Los procesos existentes para el tratamiento del agua residual se dividen principalmente en tres categorías: tratamiento primario, secundario y terciario. En la Figura 2.13 se observa la matriz de tratamientos alternativos para el procesamiento de agua residual.

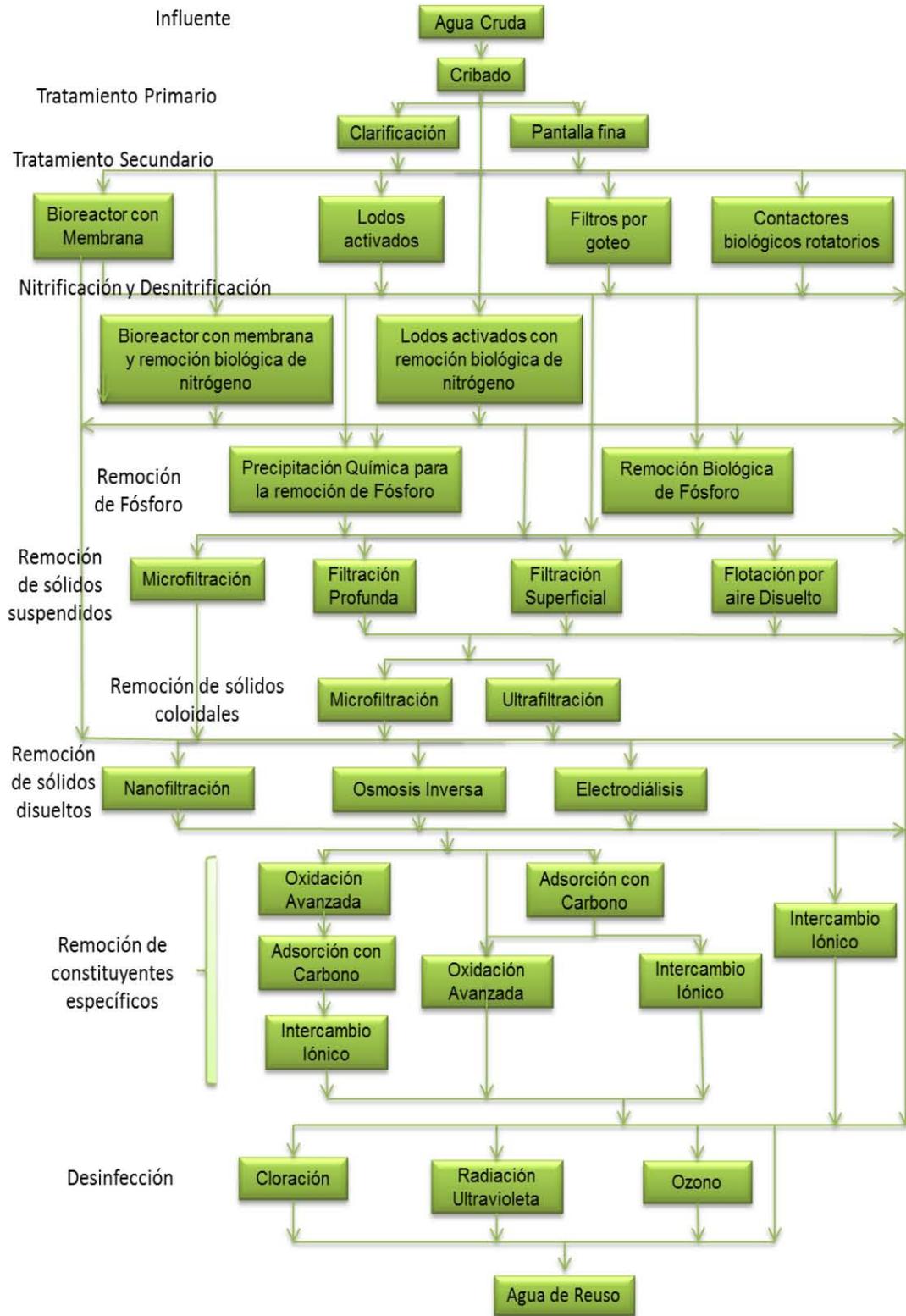


Figura 2.13 Matriz de procesos de tratamiento alternativos para el tratamiento de agua residual y su reutilización (Metcalf & Eddy, 2007)



### 2.4.1. Tratamiento Primario

El tratamiento primario emplea procesos, en su mayoría físicos, con el fin de eliminar la materia suspendida e insoluble, reduciendo así la demanda bioquímica de Oxígeno (DBO).

El cribado es, normalmente, el primer paso del tratamiento y consiste en pasar el agua residual a través de un tamiz o rejilla, donde se retienen los sólidos suspendidos de gran tamaño tales como latas, papeles, desechos de comida, trozos de madera, etc.

El principal propósito de esta operación es proteger los equipos de bombeo y electromecánicos, al igual que evitar el atascamiento de las válvulas. La limpieza de los tamices puede ser de forma manual o mecánica.

Posterior al cribado, el agua es enviada a los sedimentadores primarios (desarenadores), donde las arenas y otros sólidos suspendidos, con velocidad de sedimentación similar a la de las arenas, son eliminados para evitar la obstrucción de tuberías y prevenir el desgaste y la abrasión del sistema (Manahan, 2007).

Los desarenadores consisten en largos canales, a través de los cuales fluye el agua a baja velocidad, dando tiempo a que partículas de hasta 0.2 mm de diámetro sedimenten. Durante ésta etapa también es posible realizar la eliminación del material flotante, comúnmente constituido por aceites, ceras y jabones (insolubles que contienen calcio y magnesio), mediante un desnatador que barre la superficie del agua llevando consigo dichos contaminantes (César y Vázquez, 2003).

### 2.4.2. Tratamiento Secundario

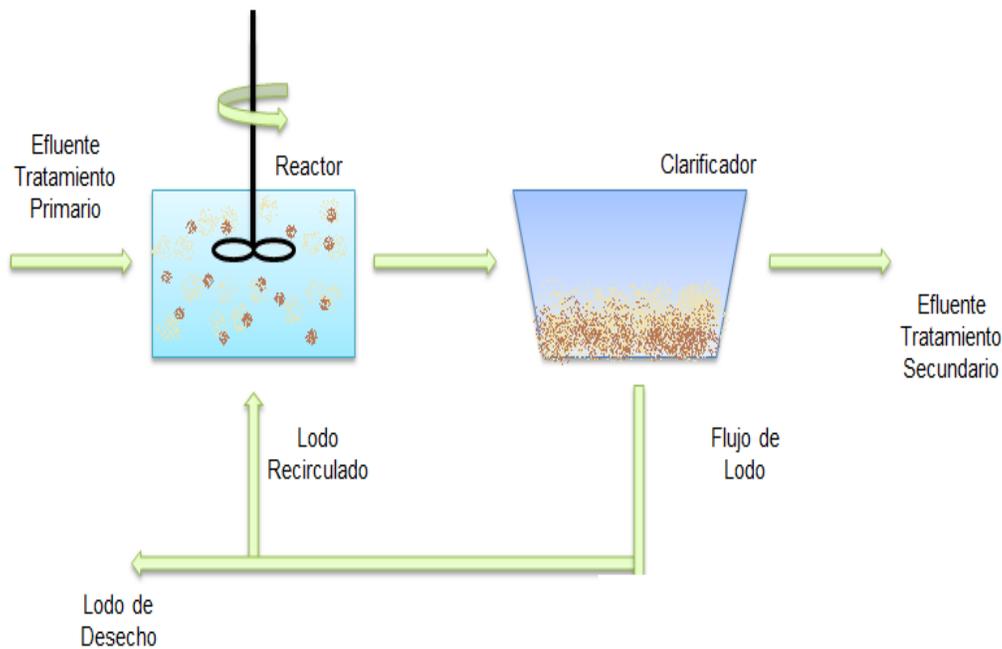
El tratamiento secundario, por su parte, tiene como objetivo la remoción de compuestos orgánicos, lo cual se puede realizar mediante procesos fisicoquímicos o biológicos. Los primeros, se llevan a cabo mediante operaciones y procesos unitarios tales como la filtración, coagulación, microcribado, oxidación química, adsorción con carbono, etc.

Actualmente, los tratamientos fisicoquímicos presentan costos muy elevados, por ello, se prefiere la implementación de tratamientos de tipo biológicos, más económicos; los cuales están basados en la promoción del crecimiento de microorganismos que usan los compuestos orgánicos, disueltos y suspendidos en el agua, como fuente de alimento convirtiéndolos en células biológicas conocidas como biomasa, al tiempo que reducen la carga contaminante.

Existen dos tipos de tratamientos biológicos, los sistemas aerobios que involucran la presencia de oxígeno y los anaerobios, en ausencia de éste. Dentro de los primeros se pueden distinguir, igualmente, dos clasificaciones:

- a) *Sistemas de Cultivo Adherido*: el agua es tratada a través de películas microbianas adheridas a una superficie (rocas, plásticos, etc.); ejemplos de este tipo de sistema son los filtros percoladores, biorreactores y discos biológicos, entre otros.
- b) *Sistemas de Cultivo Suspendido*: el efluente del tratamiento primario entra en un tanque de aireación y se combina con microorganismos suspendidos, lodos activados (CAS, por sus siglas en inglés). La mezcla de lodos activados con agua residual es conocida como licor mezclado (LM). Al agitar el LM en presencia de oxígeno se forman flóculos de lodo que permiten el desarrollo bacterias y organismos activos que llevan a cabo la oxidación y adsorción de materia orgánica, sólidos suspendidos y gran parte de contaminantes con estructura coloidal. Una vez removida la mayor cantidad de contaminantes, el LM es enviado a unidades de clarificación, donde los lodos activados son sedimentados. Entonces, una fracción de dichos lodos es recirculada al tanque de aireación para realizar nuevamente el proceso; mientras que la fracción restante es removida y tratada posteriormente.

El líquido obtenido, tras este tratamiento, es conocido como efluente secundario y está libre de sólidos suspendidos, materia orgánica disuelta, carga de nutrientes y microorganismos patógenos en un 85% menos, respecto a las concentraciones iniciales (Figura 2.14) (César y Vázquez, 2003).



**Figura 2.14 Tratamiento secundario de tipo biológico, sistema de lodos activados (César y Vázquez, 2003).**



### 2.4.3. Tratamiento Terciario

Los tratamientos terciarios o avanzados buscan mejorar la calidad del efluente secundario final. Por ello, a través de métodos fisicoquímicos y biológicos, buscan realizar la remoción de componentes específicos (como nutrientes, desechos industriales, metales pesados, sales inorgánicas disueltas, fármacos, hormonas, productos de cuidado personal, pesticidas, etc.), los cuales no son posibles de remover mediante los tratamientos convencionales, antes mencionados, y representan una amenaza potencial para el ambiente y la salud humana.

Aunque, normalmente los tratamientos terciarios son aplicados de forma posterior al tratamiento secundario; éstos también pueden reemplazar un tratamiento secundario e incluso uno primario.

Los tratamientos avanzados, en general, requieren de un capital grande de inversión por lo cual no son muy utilizados. Dentro de los tratamientos más comúnmente empleados se encuentran:

- *El tratamiento químico:* adición de agentes como ion aluminio, ion calcio y ion férrico para acelerar el proceso de coagulación y floculación de los contaminantes.
- *La oxidación:* el tratamiento se realiza mediante la adición de agentes oxidantes tales como cloro, peróxido de hidrógeno, ozono, permanganato de potasio, etc.
- *La electrodiálisis:* oxidación eléctrica.
- *La oxidación avanzada:* empleando varios métodos de oxidación para la degradación de los contaminantes.
- *La filtración:* empleando membranas con tamaño de poro menor a 0.1  $\mu\text{m}$ .

Las diversas operaciones y procesos unitarios, empleados en el tratamiento de agua residual, permiten la remoción de cierta clase de contaminantes, por ello, según las características del tipo de agua influente, se selecciona el tratamiento adecuado para su procesamiento (Tabla 2.8).



**Tabla 2.8 Eliminación de contaminantes presentes en agua residual de acuerdo a cada tratamiento (Metcalf & Eddy, 2007)**

Operación o Proceso Unitario	Contaminante									
	Sólidos Suspendidos	Sólidos coloidales	Materia Orgánica (partículas)	Materia Orgánica Disuelta	Nitrógeno	Fósforo	Sólidos Disueltos Totales	Bacteria	Quistes y Oocistas de protozoarios	Virus
<b>Tratamiento Secundario</b>	x			x						
<b>Tratamiento Secundario con remoción de Nutrientes</b>				x	x	x				
<b>Filtración Profunda</b>	x							x	x	
<b>Filtración Superficial</b>	x		x					x	x	
<b>Microfiltración</b>	x	x	x					x	x	
<b>Ultrafiltración</b>	x	x	x					x	x	x
<b>Flotación por aire disuelto</b>	x	x	x						x	x
<b>Nanofiltración</b>			x	x			x	x	x	x
<b>Osmosis Inversa</b>				x	x	x	x	x	x	x
<b>Electrodialisis</b>		x					x			
<b>Adsorción con Carbón</b>				x						
<b>Intercambio Iónico</b>					x		x			
<b>Oxidación Avanzada</b>			x	x				x	x	x
<b>Desinfección</b>				x				x	x	x

### 2.4.3.1. Filtración con Membranas

La filtración con membranas es el proceso de separación, que consiste en hacer pasar el agua a través de una membrana delgada, la cual actúa como una barrera entre dos fases (Gamze, 2007).

En la Figura 2.15 se ilustra el proceso de filtración, donde la membrana es alimentada con un influente de agua a cierta presión, para mantener un flux (velocidad de flujo a través de la membrana [ $L/m^2 \cdot d$ ]) determinado. El agua filtrada, que pasa a través de la membrana, se conoce como permeado y contiene una mejor calidad respecto al influente; por el contrario, la porción conocida como rechazo, es el concentrado de los contaminantes removidos del influente.

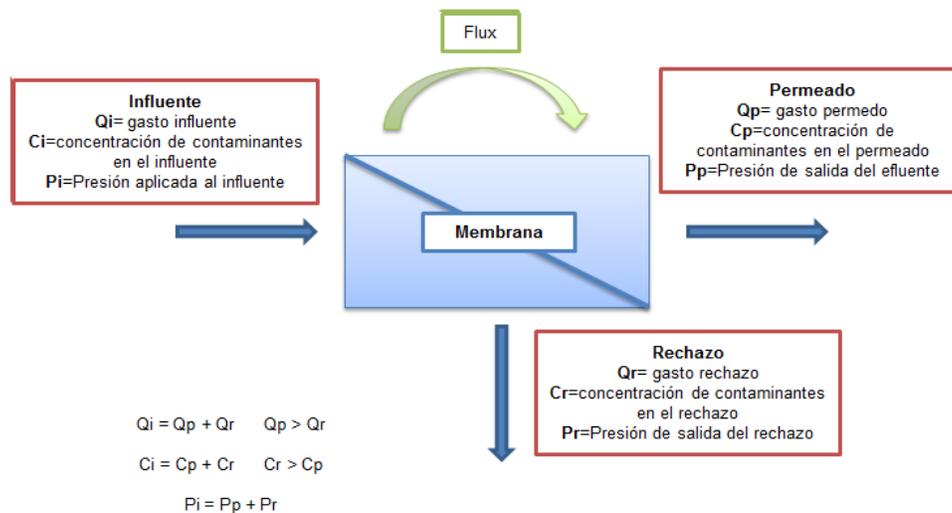


Figura 2.15 Proceso de Filtración con Membrana (Metcalf & Eddy, 2007)

Los procesos de filtración con membrana han sido empleados desde hace más de 40 años para el tratamiento de agua residual, desalinización y potabilización.

Dicho proceso se puede clasificar de distintas formas, dependiendo de la naturaleza de la fuerza impulsora (que permite llevar a cabo la separación), el mecanismo de separación, el tamaño de poro, el tipo de material que conforma la membrana y su forma.

Según el tamaño de poro, las membranas se clasifican en membranas de microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OI); cada una de las cuales posee ventajas y desventajas (Figura 2.16).

La microfiltración y ultrafiltración son empleadas en el tratamiento de agua; sin embargo, su aplicación en agua residual no es muy recomendada debido a que su tamaño grande de poro solo permite la remoción de macromoléculas (grasas y proteínas) y material coloidal.



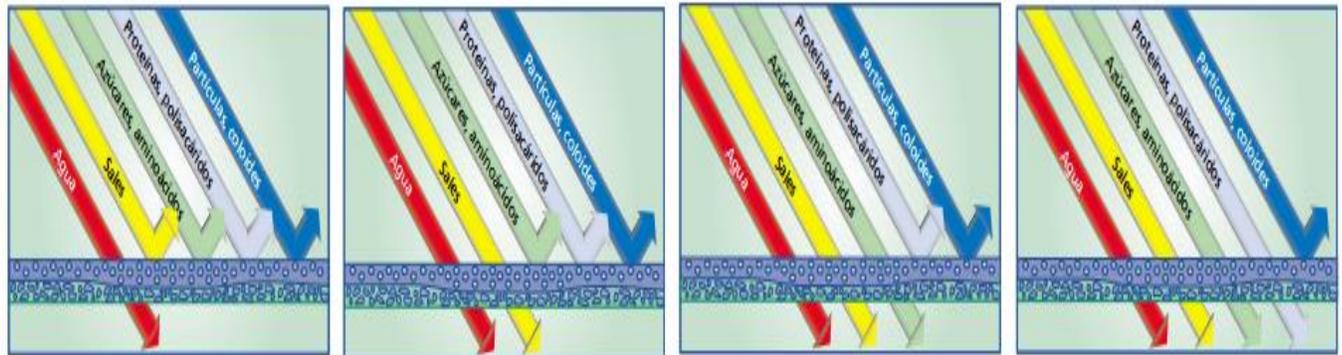
A este tipo de membranas se les considera como membranas de baja presión, pues sus poros grandes no requieren de altas presiones para permitir el permeado (Metcalf & Eddy, 2007).

La nanofiltración, por su parte, es considerada una opción viable de tratamiento de agua residual, ya que permite una remoción más específica a la que se logra mediante la ultrafiltración, sin exigir el requerimiento energético de la Osmosis Inversa, ni la necesidad de remineralización al finalizar el proceso (Figura 2.17).

Para el proceso de osmosis inversa se emplea una membrana casi impermeable a la mayoría de los contaminantes, permitiendo así, la remoción de sales, ácidos no ionizados, bases débiles, y pequeñas moléculas orgánicas, imposibles de remover con otro tipo de membrana; de esta forma, se genera un agua prácticamente pura. Los inconvenientes de esta membrana son los altos costos de energía, las altas presiones requeridas y la corta vida de la membrana (Gupta, 2009). En la Tabla 2.9 se muestran las características de cada tipo de membrana.

**Tabla 2.9. Características de los distintos procesos de membrana (Metcalf & Eddy, 2007; Adaptado de Van der Bruggen *et al.*, 2003).**

Características	Proceso de Membrana			
Según tamaño de poro	Microfiltración MF	Ultrafiltración UF	Nanofiltración NF	Osmosis Inversa OI
<b>Tamaño de poro típico</b>	10 000 – 100 nm	100 – 2 nm	2 – 0.5 nm	< 0.5 nm
<b>Fuerza impulsora</b>	Presión hidrostática diferencial	presión hidrostática diferencial	presión hidrostática diferencial	presión hidrostática diferencial
<b>Presión de Operación</b>	0.1 – 2 bar	0.1 – 5 bar	5 – 20 bar	5 – 120 bar
<b>Mecanismo de separación</b>	Físico: tamizado	Físico: tamizado	Físico-químico: tamiz difusión exclusión	Físico-químico: tamiz difusión exclusión
<b>Tipo de material</b>	Copolímeros de polisulfona, acetato de celulosa, nylon	Copolímeros de polisulfona	Acetato de celulosa, compuestos de poliamida	Acetato de celulosa o polisulfona con una capa de poliamida aromática
<b>Configuración</b>	Plana, tubular, espiral y fibra hueca	Plana, tubular, espiral y fibra hueca	Plana, tubular, espiral y fibra hueca	Plana, tubular, espiral y fibra hueca
<b>Rechazo:</b>				
<b>-Iones monovalentes</b>				×
<b>-Iones divalentes</b>			×	×
<b>-Compuestos orgánicos pequeños</b>			×	×
<b>-Macromoléculas</b>		×	×	×
<b>-Partículas</b>	×	×	×	×
<b>Aplicaciones</b>	Clarificación Pretratamiento Remoción de bacterias	Remoción macromoléculas, bacterias y virus	Remoción iones multivalentes pequeños, compuestos orgánicos	Agua ultra pura; desalación



Osmosis Inversa

Nanofiltración

Ultrafiltración

Microfiltración

Figura 2.16 Filtración por membrana en separaciones líquidas variadas (Pearson, 2013)

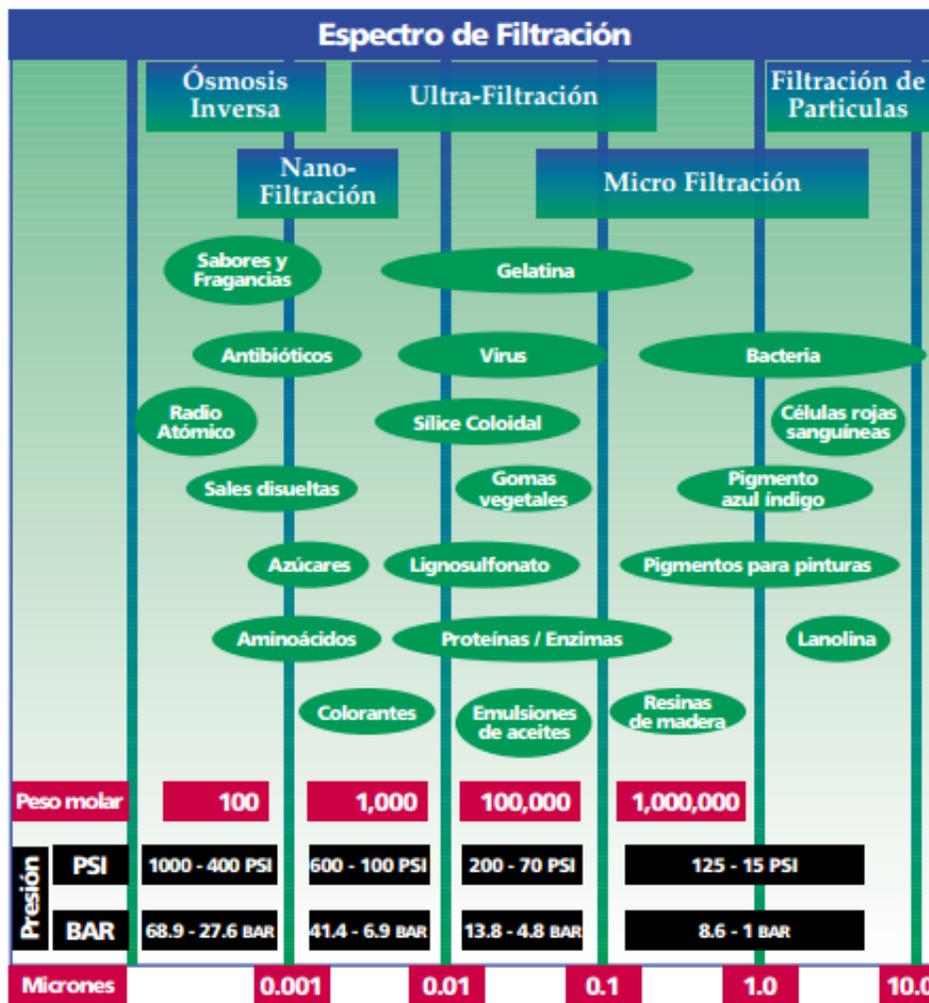


Figura 2.17. Espectro de separación por membrana (Yamamoto, 2011)



### 2.4.3.2. Nanofiltración (NF)

La primera membrana de Osmosis Inversa (OI) fue desarrollada a principios de 1960 por Loeb y Sourirajan, con el propósito de generar agua potable a partir de agua de mar.

Como resultado del mejoramiento de las membranas de OI, en términos de flux y rendimiento en la remoción de contaminantes, en 1976 John Cadotte desarrolló las membranas de Nanofiltración (NF), cuyas características permitieron disminuir la presión de alimentación al tiempo que se mantenía el flux de permeado, teniendo como desventaja, una ligera reducción en la capacidad de remoción de compuestos tales como iones monovalentes de sulfato, sodio y cloruros (Van der Bruggen *et al.*, 2003).

Una de las características de mayor importancia de este tipo de membranas es la ligera carga que presenta su superficie, la cual permite el rechazo de solutos en dos niveles de selectividad:

- En el primer nivel, exclusión por tamaño: los solutos orgánicos no cargados, son rechazados según su tamaño y forma, ya que las moléculas son demasiado grandes para pasar a través de los poros.
- En el segundo nivel, rechazo por carga: las sales solubles cargadas, más pequeñas que los poros de la membrana, son rechazadas debido a la interacción de carga que surge entre la membrana y las sales (Metcalf & Eddy, 2007).

### 2.4.3.3. Consideraciones de los Procesos de Membrana

Los sistemas de membrana, para la remoción de constituyentes disueltos, son dispositivos extremadamente sensibles, por lo que su diseño requiere tomar en cuenta diversas consideraciones que permitan optimizar su vida útil.

Dentro de los principales elementos de diseño y operación a considerar encontramos:

- *Caracterización del agua de alimentación:* importante para identificar los constituyentes que producen un alto índice de ensuciamiento de la membrana; especialmente la presencia de sólidos suspendidos debe ser evaluada.
- *Pre tratamientos:* deben permitir la extensión de vida de la membrana y cuestiones como la homogenización del flujo, el control de pH, tratamientos químicos, y la eliminación de sólidos.



- *Flux ( $J_p$ )*: tasa de transferencia de masa o volumen a través de la superficie de la membrana, es decir, la cantidad de material que pasa a través de una unidad de área de la membrana por unidad de tiempo [ $\text{m}^3 / (\text{m}^2\text{h})$ ]. Está directamente relacionado con la fuerza impulsora (presión transmembranal PTM) y con la resistencia hidráulica total que ofrece la membrana (Ecuación 2.1).

$$J_p = \frac{Q_p}{A} \quad \dots \quad (2.1)$$

Donde

$J_p$ : Flux

$Q_p$ : Gasto de permeado

$A$ : Área de contacto de la membrana

- *Presión transmembranal (PTM)*: En el proceso de filtración con membrana, en específico NF y OI, se emplea un gradiente de presión para llevar a cabo el transporte, de solutos y disolventes, a través de una membrana orgánica semipermeable. Dicho gradiente, definido como la diferencia de presión entre la zona del influente (alimentación y rechazo) y la zona del filtrado (permeado) se calcula mediante la Ecuación 2.2.

$$PTM = \frac{P_i + P_r}{2} - P_p \quad \dots \quad (2.2)$$

Donde

PTM: Presión Transmembranal

$P_i$ : Presión de Alimentación

$P_r$ : Presión de Rechazo

$P_p$ : Presión de Permeado

Esta presión transmembranal permite la remoción de partículas con tamaños del orden de 1 nanómetro o bien pesos moleculares de entre 300 a 500 [g/mol] y mayores.

- *Permeabilidad Hidráulica,  $P$* : relación de la velocidad del flujo de agua a través de la membrana con respecto a la presión requerida para lograr dicho flujo (Ecuación 2.3)

$$P = \frac{J_p}{PTM} \quad \dots \quad (2.3)$$

- *Flux Crítico*: parámetro cuantitativo que describe el flujo por encima del cual la membrana es bloqueada irreversiblemente por una torta de ensuciamiento o una capa de partículas y coloides. Especialmente en procesos continuos se aconseja operar por debajo del flux crítico con el fin de evitar esta deposición de partículas en la superficie de la membrana (Carstensen *et al.*, 2012).
- *Ensuciamiento*: factor importante a considerar en el diseño y la operación de un módulo de membranas, ya que afecta las necesidades de pre-tratamientos, requisitos de limpieza, condiciones de operación, costos y rendimiento. Este factor es recurrente dependiendo de las características físicas, químicas y biológicas del agua de alimentación; el tipo de membrana; y las condiciones de operación. Generalmente se reconocen cuatro tipos de ensuciamiento (Figura 2.18 y 2.19): a) incrustación de partículas, por acumulación de los constituyentes del agua de alimentación; b) escamas inorgánicas, como resultado de la precipitación de sales inorgánicas; c) ensuciamiento orgánico, por la presencia de materia orgánica; y d) incrustación biológica, por la presencia de microorganismos en el agua de alimentación (Metcalf & Eddy, 2007).

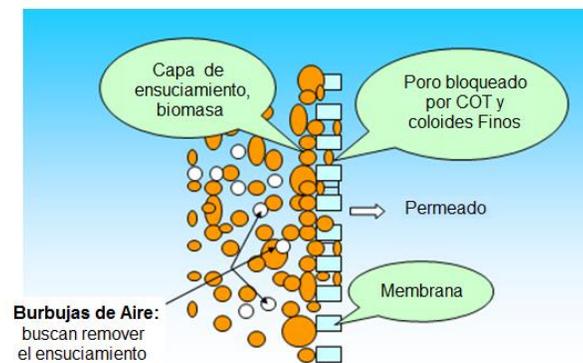


Figura 2.18 Ensuciamiento de membrana (Choon *et al.*, 2013)

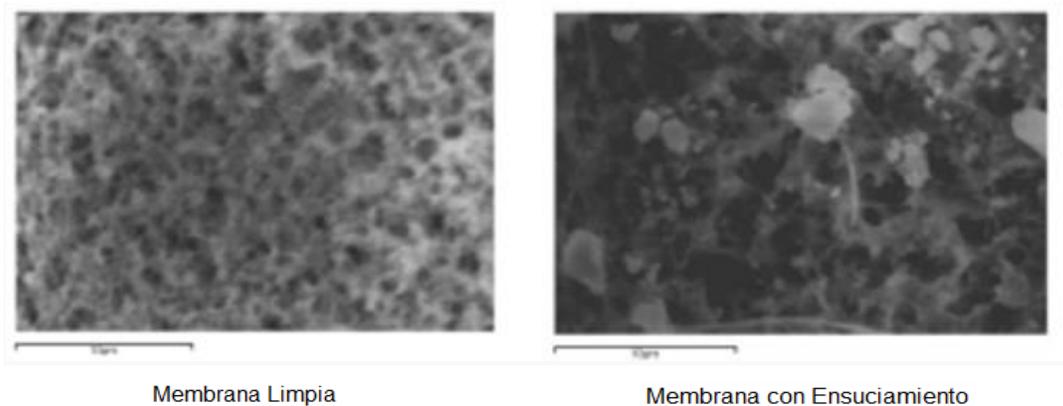


Figura 2.19 Microscopía electrónica de barrido de membrana limpia y membrana con ensuciamiento (Lee *et al.*, 2013)

- *Temperatura:* aunque el proceso de NF no depende directamente la temperatura, las membranas presentan eficiencias variables según la temperatura, recomendándose no sobrepasar los 40°C para evitar una pérdida significativa en el rendimiento del proceso.
- *Velocidad de Flujo Cruzado:* La filtración a velocidad de flujo cruzado recibe su nombre debido a que la mayor parte del flujo de alimentación se desplaza tangencialmente a través de la superficie del filtro, esto trae como principal ventaja la reducción de la capa (torta) de ensuciamiento formada en la superficie de la membrana. Por tanto, a mayor velocidad de flujo cruzado se incrementa el valor promedio del flux debido a la eliminación eficaz del ensuciamiento (Figura 2.20). No obstante, el empleo de altas velocidades de flujo cruzado puede causar la obstrucción prematura de la membrana y una caída del flux a niveles inaceptables.

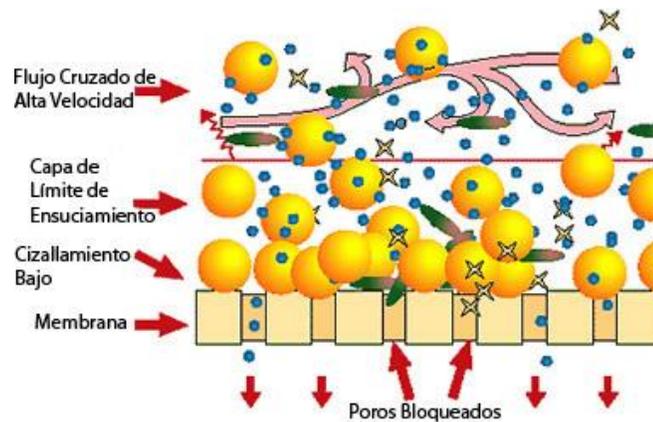


Figura 2.20 Filtración de flujo cruzado (GEA Filtration, 2013)

- *pH:* este parámetro puede perjudicar el desempeño de la membrana de NF de varias formas, por ejemplo: a pH ácidos las membranas pueden perder la carga negativa presente en su superficie, así mismo, la eficiencia de remoción disminuye a pH menor a 6.



#### 2.4.3.4. *Biorreactor con Membrana, MBR*

Una de las tecnologías más prometedoras en tratamiento de agua residual son los biorreactores con membrana (MBR), sistemas que integra un proceso biológico con una membrana permeable selectiva.

En dicho proceso, la membrana es empleada como filtro permitiendo el rechazo de sólidos suspendidos, producto del tratamiento biológico, sin necesidad de un sedimentador; proveyendo además, un producto clarificado y desinfectado (Judd, 2006).

En general, las principales ventajas de los sistemas de biorreactor con membrana en los tratamientos de agua residual son: la alta calidad de agua que produce y su tamaño compacto, que permite reducir los requisitos de espacios y costos de instalación, entre otros (Tabla 2.10).

**Tabla 2.10 Ventajas y desventajas de un sistema MBR (Metcalf & Eddy, 2007)**

<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
Membranas con poros inferiores a 0.1 $\mu\text{m}$	Altos costos de inversión, operación y mantenimiento
Productos altamente clarificados y desinfectados, calidad constante	Proceso complejo que requiere de protocolos operacionales adicionales
Agua con bajo contenido de DBO, SST, turbiedad y bacterias	Recurrente necesidad de sustitución de la membrana
Calidad del agua adecuada para usos no potables	Altos costos de energía requerida debido a las altas presiones y flujos volumétricos impuestos.
Opera a altas concentraciones de sólidos suspendidos	Potencial ensuciamiento de la membrana
Tiempos de retención hidráulicos cortos, por lo que el tamaño del reactor se puede reducir	Requiere de una unidad extra que permita la remoción de macronutrientes
Mayor tiempo de retención de sólidos, que resulta en menor producción de lodos y operación más estable.	Disminución del flujo de permeado
Completa remoción de sólidos suspendidos, bacterias y virus, disminuye necesidad de desinfección	Propensión a la formación de espuma debido a la alta aeración



Actualmente, existen dos distintas configuraciones de biorreactores con membrana convencionales: los biorreactores con membrana inmersa o sumergible (iMBR) y los biorreactores con membrana externa (sMBR). Además, existen dos formas de operación hidráulica, ya sea mediante bombeo a presión o con bomba de aire comprimido o vacío; la comparación entre ambas configuraciones de biorreactores se observa en la tabla 2.11.

**Tabla 2.11 Comparación de los procesos de biorreactor con membrana interna y externa (Carstensen *et al.*, 2012).**

Características	Membrana Interna	Membrana Externa
Bajos costos de mantenimiento	x	x
Prevención al esfuerzo por cortante	x	
Suficiente suministro de oxígeno	x	
Condiciones de operación constantes	x	
No existen costos de inversión adicionales	x	
Retención celular	x	x
Prevención de la inhibición del producto	x	x
Consumo de energía moderado	x	
Fácil esterilización	x	
Bajo riesgo de contaminación	x	
Control de ensuciamiento		x
Fácil sustitución		x
El tiempo medio de residencia es corto		x
Baja toxicidad	x	x

En el caso de los MBR inmersos (iMBR) la membrana se encuentra sumergida, directamente en el reactor de lodos activados, o bien aparte, en un tanque de separación de membrana donde ésta es sometida a vacío mayor a 5 MPa, permitiendo el permeado de agua a través de la membrana, al tiempo que se conservan los sólidos en el reactor o en el tanque de separación (Figura 2.21). Por el contrario, en los sistemas MBR externos (sMBR) la membrana es instalada fuera del reactor, de esta forma el licor mezclado del biorreactor es bombeado al módulo de membrana mediante presión (Figura 2.22).

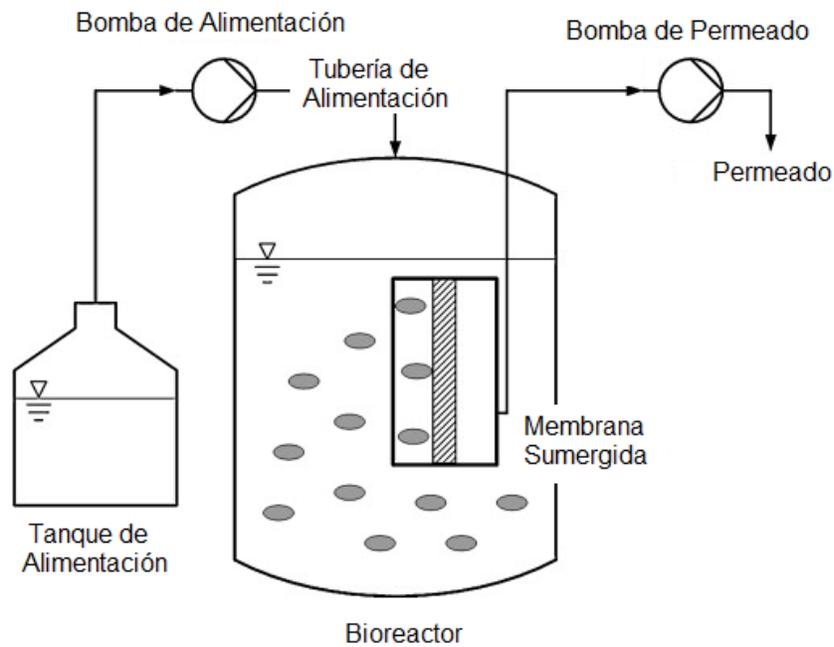


Figura 2.21 Bioreactor con membrana sumergible o inmersa (Carstensen *et al.*, 2012)

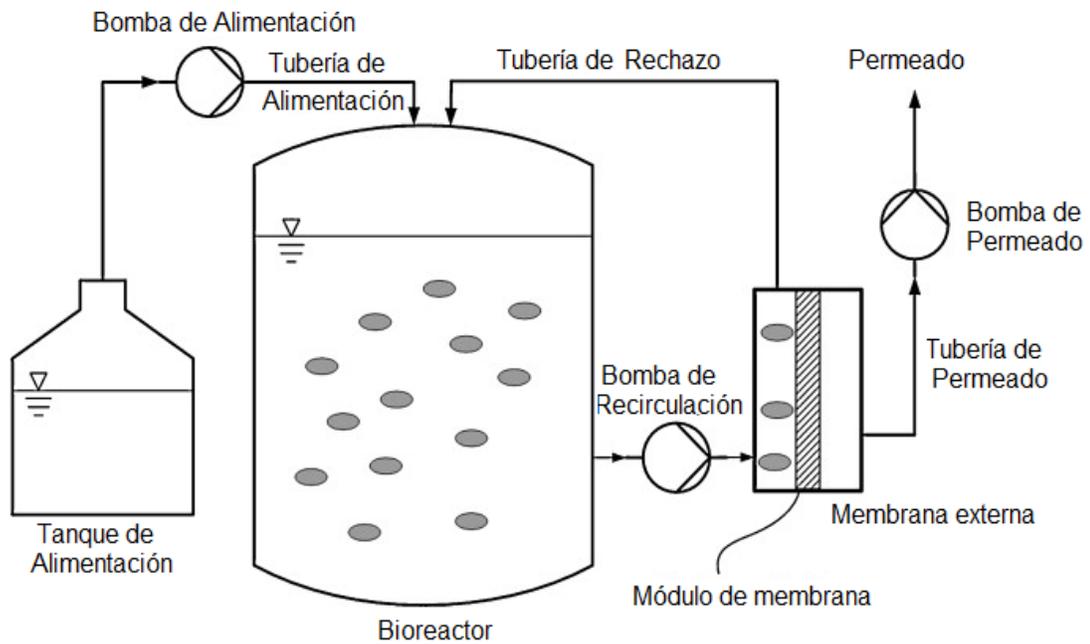


Figura 2.22 Bioreactor con membrana externa (Carstensen *et al.*, 2012)



### 3. PLANTEAMIENTO

#### 3.1. Objetivo General

Comparar la eficiencia de remoción de microcontaminantes orgánicos en dos sistemas de NF: “un proceso sMBR y la Nanofiltración, dispuesta como un tratamiento terciario NF-ST”.

#### 3.2. Objetivos Particulares

- Evaluar la eficiencia de remoción de parámetros fisicoquímicos y contaminantes microbiológicos de dos sistemas de Nanofiltración;
- Evaluar los parámetros hidrodinámicos de la operación del módulo de membrana, lo que incluye flux y presión transmembranal;
- Evaluar diversos procesos de limpieza del módulo de membrana para hacer más eficiente el proceso de NF.

#### 3.3. Alcances

La experimentación se realizó a nivel laboratorio, empleando un sistema de prueba de membranas planas.

El agua empleada para este proyecto fue tomada de un cuerpo de agua residual de la ciudad de México.

Los microcontaminantes orgánicos evaluados fueron dos fármacos: Gemfibrozil y Naproxeno; una hormona: Estradiol; y tres plastificantes: Bisfenol-A, Butil-Bencil Ftalato y Dietil-Hexil Ftalato.

#### 3.4. Hipótesis

A través de un proceso de biorreactor con membrana de Nanofiltración (sMBR), la remoción de los compuestos plastificantes será mayor, con respecto a las remociones logradas a través de la Nanofiltración dispuesta como un tratamiento terciario (NF-ST).



## 4. METODOLOGÍA

### 4.1. Caracterización del Agua Residual Influyente del Proceso

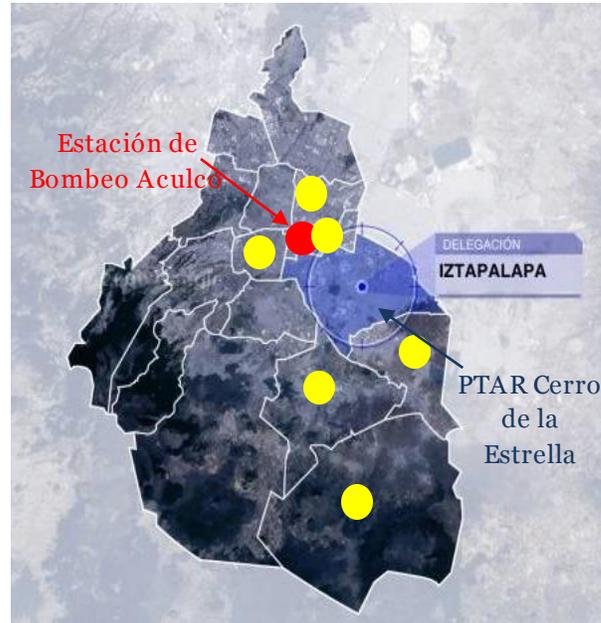
Para seleccionar la fuente de agua residual, empleada como influente en la experimentación, se evaluó y comparó la concentración de microcontaminantes orgánicos de la PTAR “Cerro de la Estrella” con respecto a los reportados por Chávez *et al.* (2011) para la caracterización del Emisor Central (Tabla 4.1). Debido a una concentración significativamente mayor observada para el caso del Naproxeno y DiEtil-Hexil Ftalato en el agua residual de Cerro de la Estrella, este sitio fue seleccionado como sitio de muestreo para el desarrollo del presente estudio.

**Tabla 4.1 Concentración de microcontaminantes orgánicos de dos cuerpos de agua residual del Valle de México (Chávez *et al.*, 2011)**

Compuesto		Concentración en agua residual de Cerro de la Estrella (ng/L)		Concentración en agua residual del Emisor Central (ng/L) (Chávez <i>et al.</i> , 2011)	
		Época de Estiaje	Época de Lluvia	Época de Estiaje	Época de Lluvia
Fármacos	Naproxeno	15,830 ± 2,500	4,528 ± 51	16,336 ± 1,484	5,861 ± 190
	Gemfibrozil	253 ± 80	752 ± 25	ND	ND
Hormona	Estradiol	ND	ND	17 ± 1.7	6.8 ± 0.9
	Bisfenol A	1,509 ± 96	434 ± 12	700 ± 18	3177 ± 615
Plastificantes	ButilBencil Ftalato (BuBeF)	1,232 ± 372	ND	2,959 ± 97	125 ± 21
	DiEtilHexil Ftalato (DEHF)	18,780 ± 2,074	ND	4,664 ± 19	7,184 ± 2150

ND: no detectados

La PTAR Cerro de la Estrella, ubicada al sureste de la ciudad de México en la delegación Iztapalapa (delegación más poblada del Distrito Federal, con una población total de 1,815,786 INEGI, 2013), recibe su influente de la estación de bombeo Aculco, Iztacalco, donde se reúne agua residual proveniente de seis delegaciones del Distrito Federal: Benito Juárez, Venustiano Carranza, Iztacalco, Xochimilco, Milpa Alta y Tláhuac (Figura 4.1).



**Figura 4.1 Ubicación de la PTAR Cerro de la Estrella**

El gasto total de operación de esta planta es de aproximadamente  $2 \text{ m}^3/\text{s}$  los cuales son tratados, primeramente, mediante una criba de tipo mecánico para posteriormente pasar a un desarenador y después, ser tratado biológicamente en un reactor de lodos activados con tiempo de retención hidráulica (TRH) de 6 a 8 horas. El efluente, producto del biorreactor, pasa a través de un sedimentador secundario para entonces ser filtrado, en filtros de arena, y finalmente ser desinfectado con cloro.

Las muestras de agua, empleadas para la experimentación, fueron tomadas de la salida del sedimentador primario, justo al terminar la operación de este y por tanto, previo a iniciarse el tratamiento secundario con lodos activados (Figura 4.2).



**Figura 4.2 Muestreo de Agua Residual en la PTAR Cerro de la Estrella**

## 4.2. Tratamiento Biológico

Los trenes de tratamiento, propuestos en este trabajo, inician con un proceso de tipo biológico aerobio, a base de lodos activados; los cuales fueron tomados, al igual que el influente de agua, de la PTAR de Cerro de la Estrella.

La muestra de lodos activado se tomó, específicamente, de la zona del tanque biológico donde se encontró la máxima aireación, esto con la finalidad de asegurar el óptimo desempeño de los mismos.

Para llevar a cabo la experimentación se empleó un reactor de vidrio con capacidad de 3 L, dentro del cual, mediante la implementación de un difusor de aire y un mezclador de paleta, se mantuvo un ambiente aerobio y una composición completamente homogénea. La temperatura, por su parte, fue establecida a 20°C con la ayuda de un controlador de temperatura (Figuras 4.3 y 4.4).



Figura 4.3 Reactor Equipado

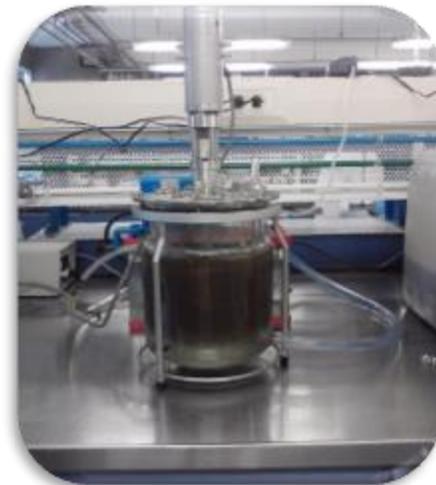


Figura 4.4 Reactor de Lodos Activados

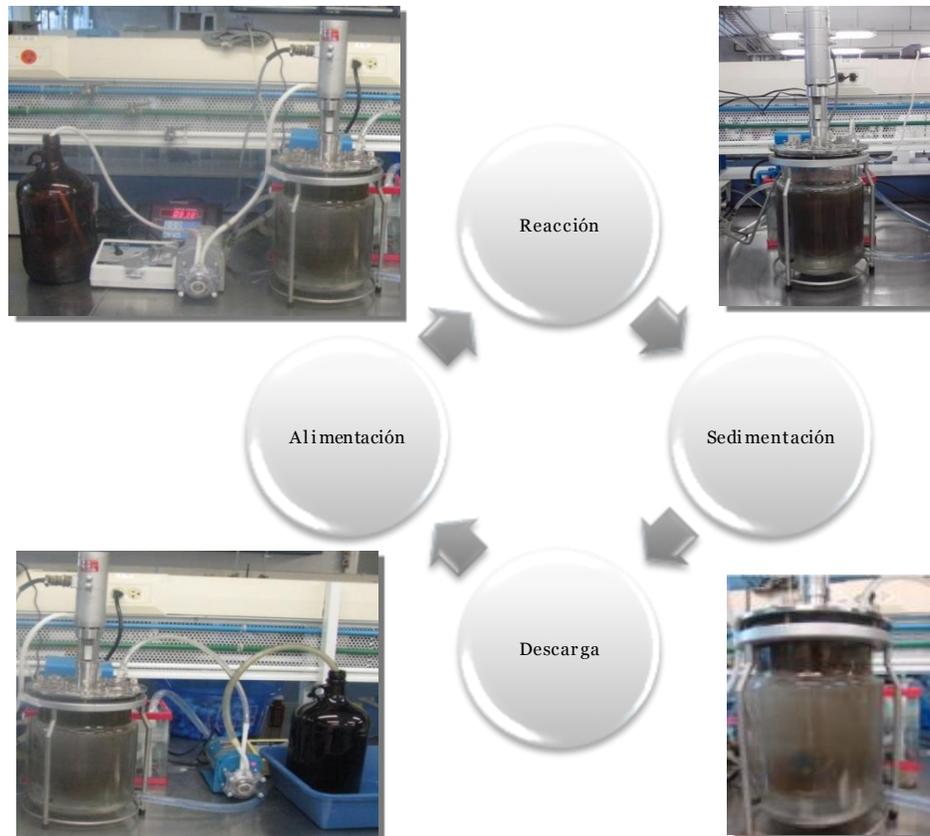


#### 4.2.1. Aclimatación de Lodos Activados

Para el desarrollo de este proyecto se consideró como antecedente, entre otros, un estudio previo de López (2012), quien realizó la aclimatación de lodos activados a las condiciones de operación propuestas y a los microcontaminantes orgánicos, objetos de estudio; asegurando que el TRH fuera similar al de la planta de tratamiento Cerro de la Estrella.

El proceso de aclimatación de lodos activados consistió en inocular el reactor llevando a cabo varios ciclos, cada uno con cuatro etapas: la alimentación, reacción, sedimentación y descarga. Durante este proceso, la operación del reactor fue de forma discontinua secuencial, lo que implicó un reactor biológico en lote del cual los lodos no fueron descargados, si no que permanecieron dentro del mismo, logrando así una historia de aclimatación (Figura 4.5):

- **Alimentación:** realizada con agua residual proveniente del influente de la PTAR de Cerro de la Estrella, la cual fue fortificada al adicionar cantidades fijas de microcontaminantes orgánicos como medio de control, y para acelerar la aclimatación de los lodos. Las concentraciones empleadas se establecieron en función de las concentraciones iniciales de dichos contaminantes en el agua influente.
- **Reacción:** Para realizar la inoculación del reactor, el volumen de lodos activados agregados a éste, permitió lograr 3 g/L de sólidos suspendidos volátiles (SSV) dentro del mismo. Una vez inoculado el biorreactor, se inició la reacción manteniendo condiciones apropiadas de aireación y mezclado, así como un nivel de oxígeno disuelto a 6 mg/L, aproximadamente, y una temperatura a 20°C.
- **Sedimentación:** al finalizar la etapa de reacción, de cada ciclo, la aireación y el mezclado dentro del reactor fueron suspendidos, para dar paso a la sedimentación durante 30 minutos, permitiendo así la separación del sobrenadante de los lodos activados.
- **Descarga:** la descarga del sobrenadante se realizó empleando una bomba peristáltica, con la cual se extrajo 50% del volumen del reactor, por lo que el tiempo de retención hidráulica de éste (tiempo promedio durante el cual los microorganismos permanecen en el sistema) correspondió al doble de la duración de cada ciclo.



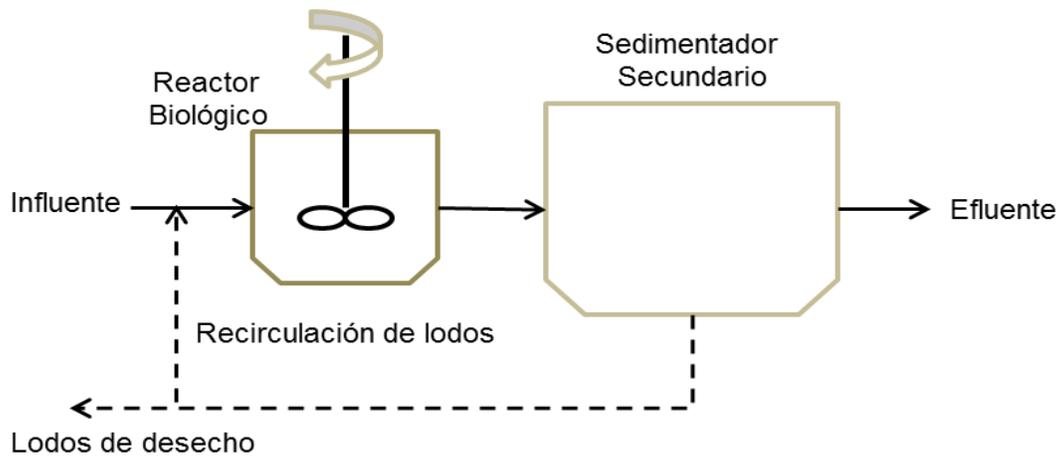
**Figura 4.5 Esquema de la operación de un biorreactor discontinuo secuencial**

Al inicio del proceso y con el fin de determinar los límites de remoción a través de la biomasa, se realizaron ciclos de larga duración: 13, 7, 5, 4, 3, 2 y 1 día; posteriormente, el tiempo de ciclo se redujo a 12, 8 y finalmente a 4 horas, con el fin de determinar la capacidad de la biomasa en tiempo de operación realistas.

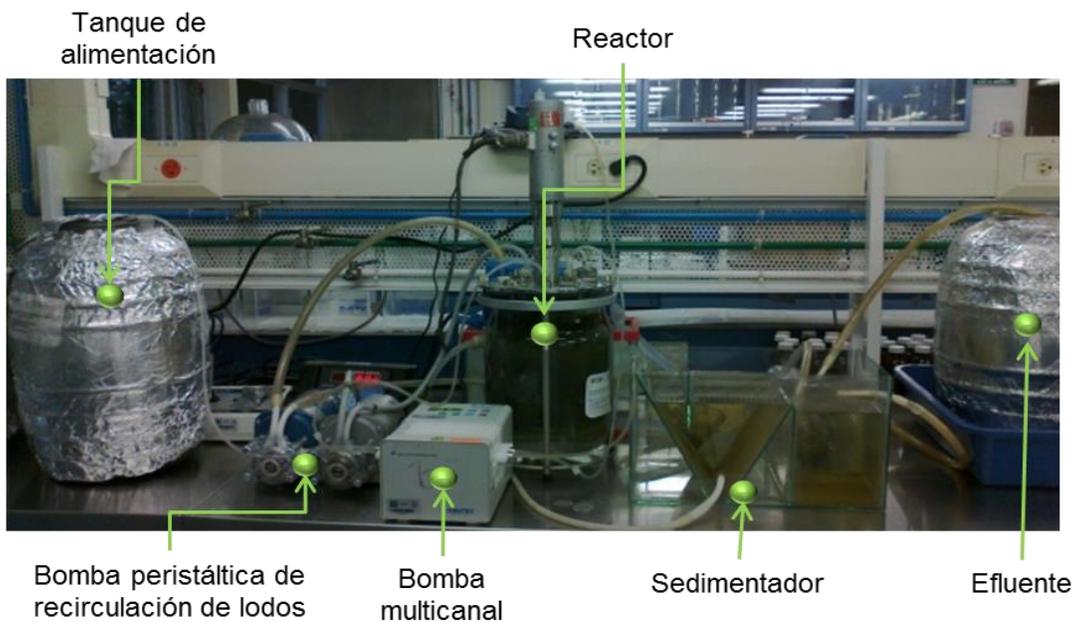
#### ***4.2.2. Sistema de Lodos Activados, Proceso en Continuo***

Una vez concluidas las pruebas de aclimatación y logrado un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 8 horas, es decir un ciclo con duración de 4 horas, el reactor se dispuso en un esquema de tanque continuo agitado. Para lo cual se acopló una bomba multicanal (Multitec®) que permitió realizar una alimentación continua, del influente al reactor, y la extracción del licor mezclado.

El licor mezclado fue enviado a un sedimentador (con 7 L de capacidad), con el propósito de permitir la concentración y recirculación de los lodos activados al reactor cada 30 minutos (Figura 4.6). La velocidad de alimentación del agua residual al reactor se calculó para obtener un tiempo de retención hidráulica de 8 horas (Figura 4.7).



**Figura 4.6 Sistema de lodos activados en sistema continuo (César y Vázquez, 2003)**



**Figura 4.7 Esquema del tratamiento biológico en continuo**

Establecido dicho esquema de operación del tratamiento biológico, se procedió a evaluar las condiciones de operación del módulo de membrana.



### 4.3. Condiciones de operación del Módulo de Membrana

#### 4.3.1. Módulo de Membrana

Para llevar a cabo el proceso de filtración con membrana, se empleó un sistema de prueba de membranas planas SEPA CF de la marca Osmonics®. Esta unidad de filtración, a escala laboratorio, cuenta con un diseño único capaz de soportar hasta 70 bar de presión, con lo cual permite obtener, a escala, el flujo dinámico de un sistema de membranas, ya sea Osmosis Inversa (OI), Nanofiltración (NF), Ultrafiltración (UF) o Microfiltración (MF), pudiendo determinar así, el rendimiento de diversas membranas.

El módulo de membranas está constituido por dos placas de acero inoxidable que sostienen a la membrana, además de permitir la entrada y la salida de agua al módulo; estas placas están acopladas dentro de un soporte con un sistema de presurización que permite sellar las placas y realizar la filtración a presiones de operación variables. En la Tabla 4.2 se muestran las características generales del módulo de membrana.

**Tabla 4.2 Características del sistema de prueba de membranas planas SEPA CF (SEPA CF, 2010)**

<b>SEPA CF II</b>	
Área efectiva de membrana	137.50 cm <sup>2</sup>
Volumen de retención	70 ml
Máxima presión de las placas	70 bar
Empaques	Vitón u otros materiales
Máxima temperatura	177°C (350°F)
Rango de pH	Depende de la membrana
Velocidad de flujo cruzado	Variable

La alimentación del módulo se realizó mediante una bomba de desplazamiento positivo, cuya presión fue regulada mediante un conjunto de válvulas que permitieron aumentar o disminuir la presión transmembranal en el módulo y la permeabilidad de la membrana. Para monitorear la presión de entrada y salida, el módulo contó con dos manómetros digitales (Figura 4.8).

El sistema se complementó con un equipo de enfriamiento, que incluye un tanque de acero inoxidable (con capacidad de 20 litros), que puede funcionar como tanque de alimentación o como tanque receptor de la corriente de rechazo; este sistema de enfriamiento buscó evitar que, la recirculación del agua al sistema elevara la temperatura del licor mezclado circulante y afectara las reacciones.

Finalmente, para evitar la corrosión de las tuberías del sistema y el desprendimiento de compuestos plastificantes hacia el agua muestra, se emplearon tuberías de acero inoxidable y mangueras Masterflex (Figura 4.9).

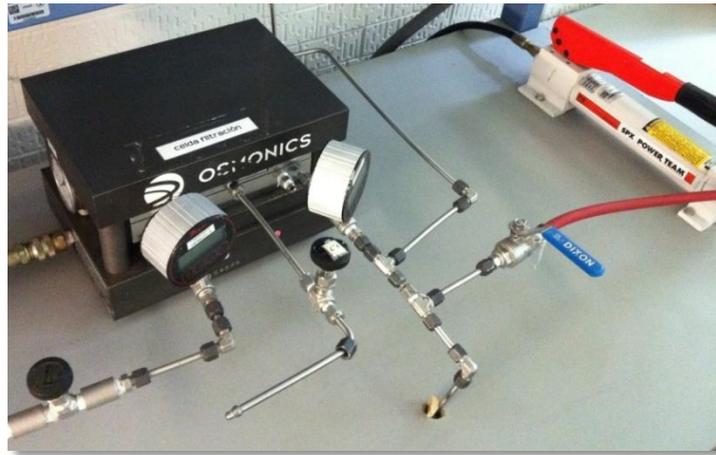


Figura 4.8 Sistema de prueba de membranas planas SEPA CF, Osmonics®

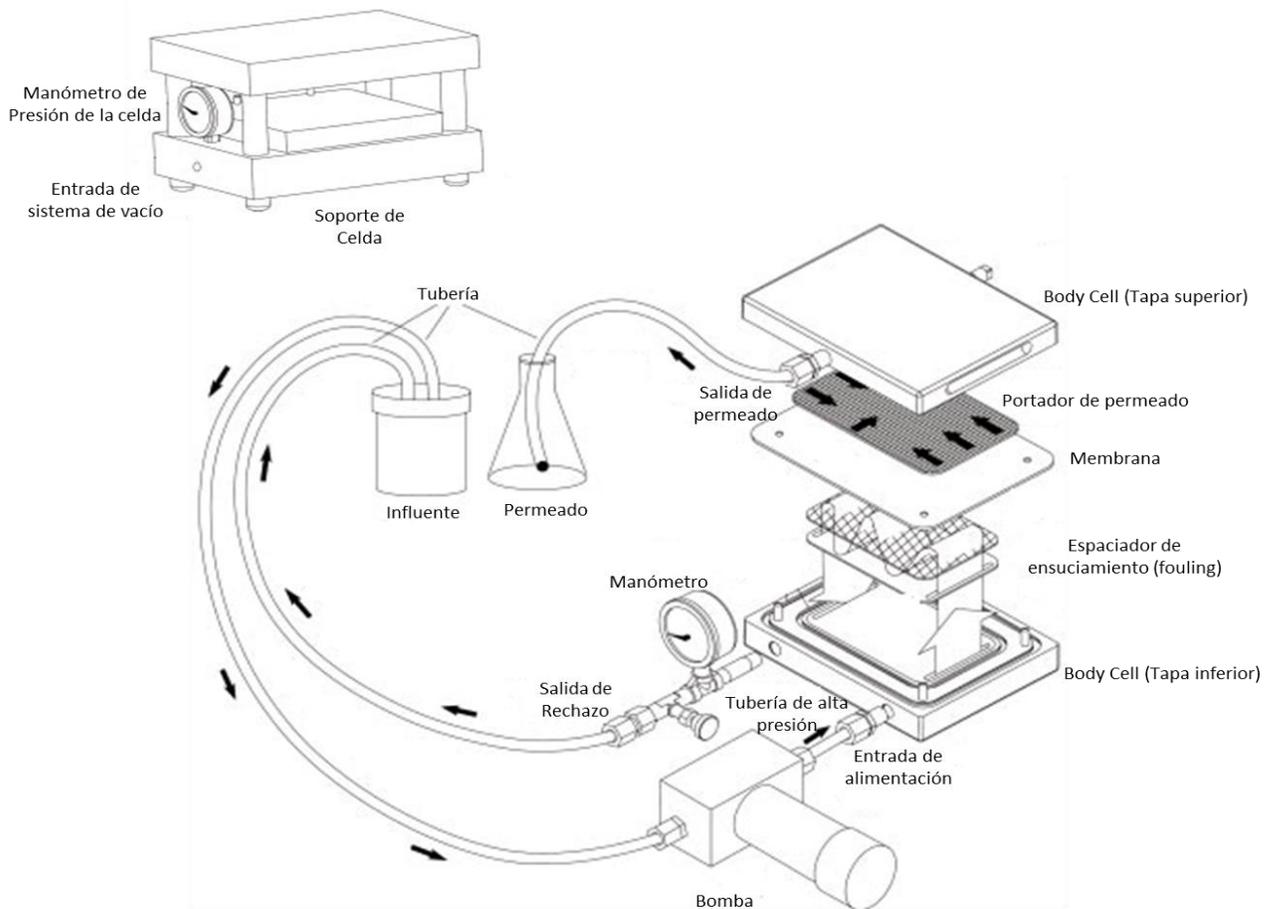


Figura 4.9 Diagrama de Operación del sistema SEPA CF II, Osmonics®



### 4.3.2. Membrana de Nanofiltración NF-270

La membrana empleada en este proyecto fue una membrana de Nanofiltración NF-270, Dow Filmtec®, la cual fue acoplada al sistema de membranas planas, antes descrito.

Se trata de una membrana delgada, semi-aromática, con estructura plana y fabricada de poliamidas; con un diseño que permite la eliminación de un alto porcentaje de carbono orgánico total (COT), al tiempo que tiene un paso medio de sales, lo cual la constituye como un elemento ideal para aplicaciones en el tratamiento de agua potable y residual, donde se requiere una buena eliminación de materia orgánica.

La membrana NF-270 presenta un tamaño de poro promedio de 0.84 nm y una permeabilidad de agua pura de 13.5 L/m<sup>2</sup>hbar. El intervalo de pH operacional es entre 3 y 10 unidades, a temperatura máxima de 45°C, no obstante, a pHs mayores el fabricante recomienda una temperatura máxima de operación de 35°C (Simon *et al.*, 2013).

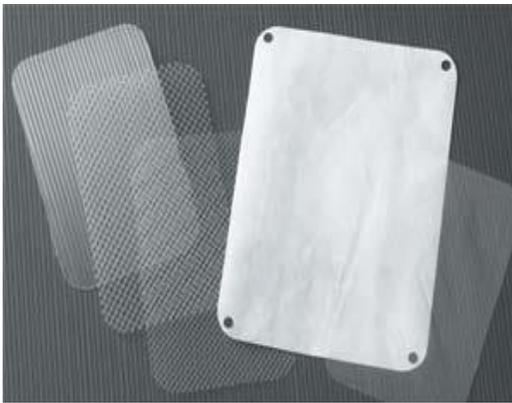
En la Tabla 4.3 se muestran las principales características de la membrana NF-270.

**Tabla 4.3 Características de la membrana estudiada (GEA Filtration, 2013)**

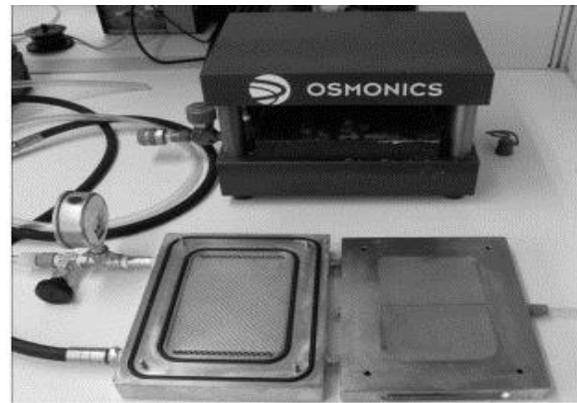
<b>Características Membrana NF 270</b>		
Estructura	Plana	
Material	Poliamida	
Tipo de Membrana	Compuesta de capas delgadas	
Diámetro de poro (nm)	0.84	
pH de operación	3-10	
pH para limpieza	1-12	
Presión máxima de operación (Mpa)	4.1	
Temperatura máxima de operación (°C)	45	
Peso Molecular de Corte (Dalton)	200	
Tolerancia al cloro libre (ppm)	<0.1	
Rechazo estabilizado de Sales	40% NaCl	60:<3% MgSO <sub>4</sub> **
Tipo de Flujo	Laminar	

\*\* El rechazo de sales está basado en las condiciones de prueba de 500 mg/L CaCl, 0.48 MPa, 25°C y 15% de recuperación

El acoplamiento de la membrana al módulo, se realizó humedeciendo la membrana antes de su colocación (Figura 4.10); además, se acoplaron dos mallas (como espaciador de alimentación y como portador de permeado) alrededor de la membrana con el fin de optimizar las características del flujo durante la filtración y, de esta forma maximizar la eficiencia de la membrana (Figura 4.11).



**Figura 4.10** Membrana, espaciador de alimentación y portador de permeado

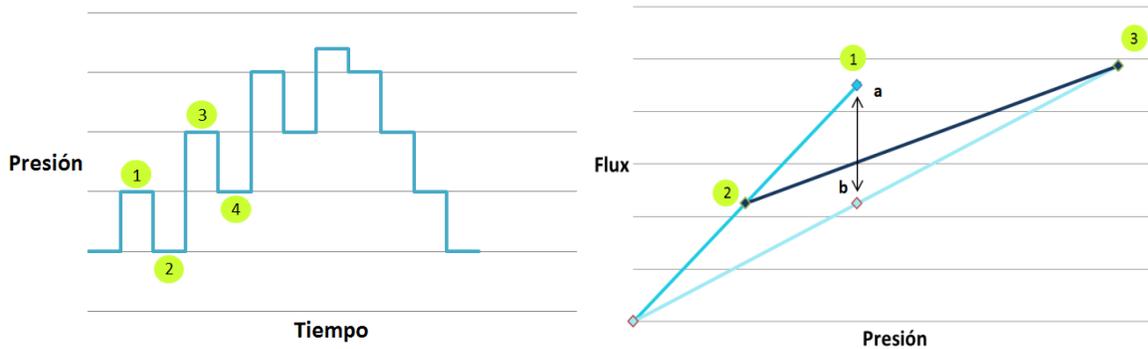


**Figura 4.11** Célula del módulo de membrana

### **4.3.3. Flux Crítico y Sostenible**

Para establecer las condiciones de operación del módulo de membrana, tomando en cuenta las altas posibilidades de su taponamiento al entrar en contacto directo con los lodos activados, se realizaron pruebas a partir del gradiente de presión que permitieron determinar el flux crítico y sostenible del sistema. Para ello, se realizó la metodología propuesta por Espinasse *et al.* (2002) y Tiranuntakul *et al.* (2011), quienes establecen realizar la filtración alternando valores de presión, altos y bajos, e incrementando su valor paulatinamente, como se observa en la Figura 4.12 a. En cada cambio de presión, se espera hasta que el flujo se estabilice en el tiempo, para entonces determinar el flux y evaluar un nuevo valor de presión (Espinasse *et al.*, 2002).

En el punto donde se observa la primera disminución del flux, a una misma presión, se establece el valor del flux crítico y el rango de presiones dentro de las cuales se presenta ensuciamiento irreversible. Por ejemplo, si el flux en el punto 4 se ubica en *a* (Figura 4.12b), mismo valor de flux que se presentó en el punto 1, el ensuciamiento es totalmente reversible; por el contrario, si el valor del flux en 4 se ubica en *b*, el ensuciamiento es 100% irreversible. Entonces, se concluye que la reversibilidad del ensuciamiento depende del valor del flux en el punto 4 (segmento *a-b*) (Figura 4.12 b) (Espinasse *et al.*, 2002).



**Figura 4.12 a) Presión en función del tiempo; b) Flujo correspondiente a cierta presión (Espinasse *et al.*, 2002).**

En la primera prueba se realizó un diseño experimental, para lo cual el módulo fue operado a flux constante, variando las presiones diferencialmente.

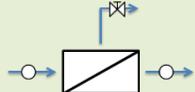
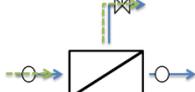
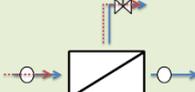
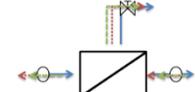
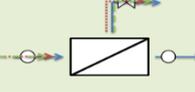
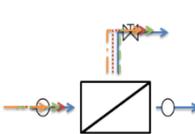
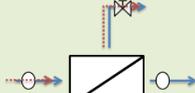
Una vez obtenido el flux crítico se procedió a realizar pruebas, con flux cercanos al crítico, pero a duraciones más prolongadas, de 24 h. El objetivo de las pruebas más extensas, fue determinar si el flux se mantenía, a lo largo del tiempo de operación, al trabajar con flux menores al crítico. Además de determinar el valor del flux sostenible (flux que permite un cambio significativo en la tasa de ensuciamiento, proporcionando mayor eficiencia en la operación y sostenibilidad del proceso de membrana (Tiranuntakul *et al.*, 2011)), también se determinó el intervalo de presiones que permitió acoplar el tratamiento biológico con el módulo de membrana sin que se presentase el ensuciamiento súbito de la membrana.

#### 4.3.4. Limpieza de la Membrana

En condiciones normales de operación, las membranas de nanofiltración pueden convertirse en elementos con altas tasas de ensuciamiento debido a las incrustaciones minerales, y/o deposiciones de materia orgánica y partículas coloidales que se presentan en su superficie, las cuales causan la pérdida de flujo y/o la disminución en las tasas de retención de sales (FILMTEC™, 2013). Por ello y buscando minimizar el taponamiento de la membrana, para extender su tiempo de vida útil, se evaluó el efecto de diversos métodos de limpieza en el sistema de filtración.

En este análisis se probaron 6 diferentes técnicas de limpieza (tabla 4.4), dentro de las cuales no se consideró el retro lavado de la membrana (debido a que, el módulo de membrana empleado no soporta este tipo de limpieza):

**Tabla 4.4 Esquemas de limpieza al módulo de membrana**

Tipo de limpieza	Esquema
<b>1</b> No se realizó limpieza alguna; la duración de esta prueba fue de 9 días, tiempo de vida de la membrana sin ningún tratamiento.	
<b>2</b> Dos lavados durante el día, cada uno de ellos con 1 L de agua destilada a co-corriente durante 30min.	
<b>3</b> Dos lavados de aire a co-corriente durante un minuto y enjuagues con 4 L de permeado.	
<b>4</b> Un lavado al día de agua y aire a contracorriente, con duración de entre 30 a 60 segundos.	
<b>5</b> Al inicio del día, un lavado a co-corriente con 2 L de agua de permeado, para posteriormente realizar lavados con agua y aire durante 30 min cada 4 h.	
<b>6</b> Al inicio del día, un lavado a co-corriente con 2 L de agua de permeado, para posteriormente realizar lavados con agua y aire durante 30 min cada 4 h; al detectar taponamiento se realiza un lavado químico con hidróxido de sodio (NaOH) a co-corriente a pH 11.	
<b>7</b> Flujo constante de aire a co-corriente	



Para evaluar la eficiencia de cada técnica, al inicio de un nuevo proceso de limpieza la membrana fue remplazada por una nueva. La duración total de dichas pruebas fue de 103 días.

## 4.4. Configuraciones de Membrana

Una vez establecidas las condiciones de operación del tratamiento biológico y del módulo de membrana, se procedió a ensamblar las dos configuraciones de nanofiltración, objeto del presente estudio.

### 4.4.1. Biorreactor con Membrana Externa (sMBR)

La primera configuración ensamblada fue el biorreactor con membrana externa (sMBR); sistema que integró el proceso biológico de lodos activados con una membrana permeable selectiva de nanofiltración, la cual permitió retener el material sólido, producto del tratamiento biológico, además de los contaminantes que no fueron ya degradados en su totalidad (Figura 4.13).

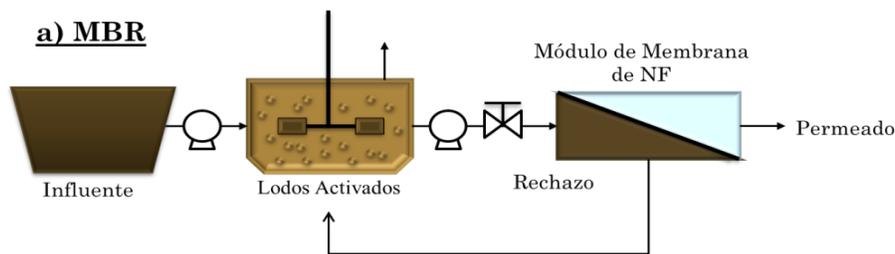


Figura 4.13 Esquema de operación del sistema sMBRs

En la Figura 4.14 se ilustra la operación del sistema sMBR dentro del cual el influente fue, primeramente, tratado biológicamente para biodegradar la mayor cantidad de materia orgánica. Posteriormente el licor mezclado fue bombeado, del reactor al módulo de membrana, donde se llevó a cabo su filtración, lográndose así el efluente final o permeado.



Figura 4.14 Operación del sistema sMBRs a nivel laboratorio.

#### 4.4.2. *La Nanofiltración dispuesta como Tratamiento Terciario (NF-ST)*

Finalizadas las pruebas del sistema SBR, se procedió a instalar la segunda configuración, objeto de estudio: la Nanofiltración como proceso terciario (NF-ST). Para ello, se integró al sistema un sedimentador con capacidad de 7 L, entre el reactor y el módulo de membrana (Figura 4.15).

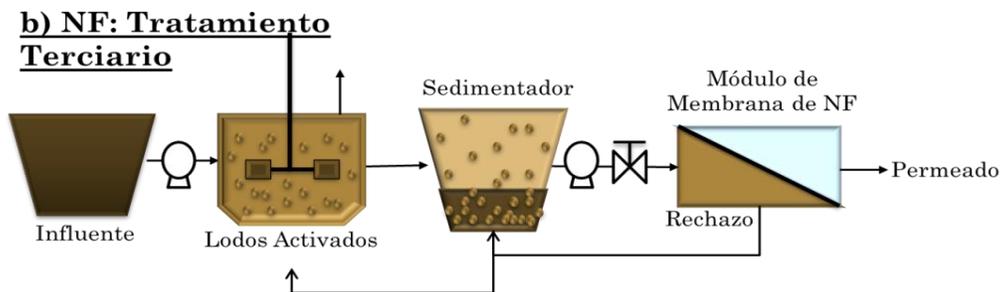


Figura 4.15 Esquema de operación del sistema de NF-ST

En la Figura 4.16 se ilustra la implementación de la NF-ST a escala laboratorio. De aquí se observa que, una vez tratado el influente mediante el proceso de lodos activados, el licor mezclado del biorreactor fue enviado al sedimentador secundario, donde la carga de sólidos suspendidos se redujo, logrando así enviar un influente clarificado al módulo de membrana.

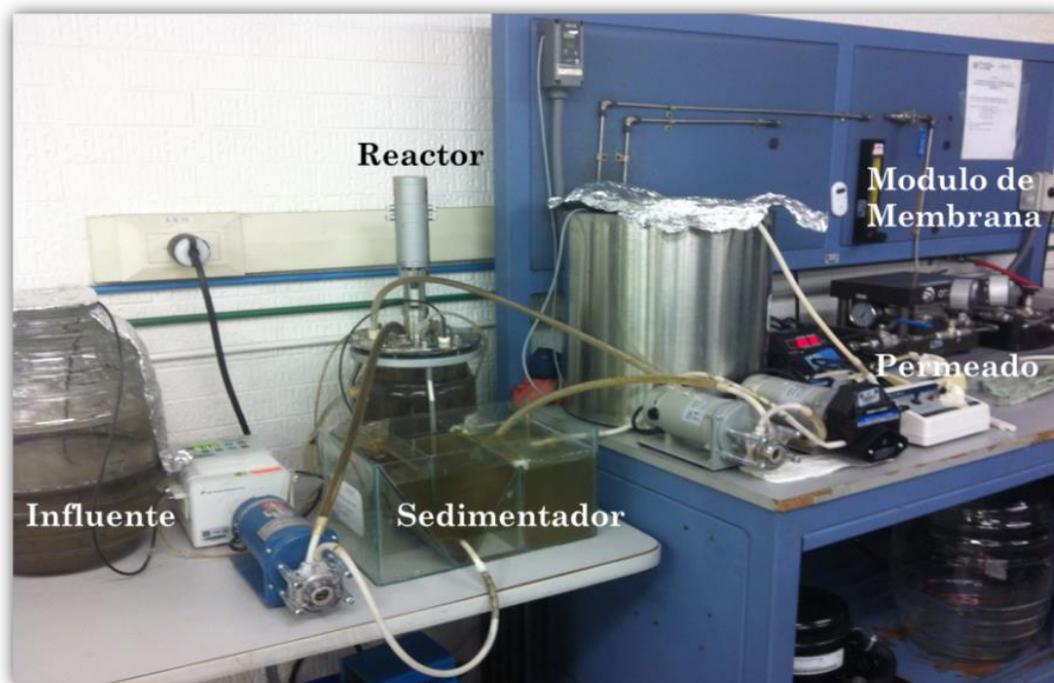
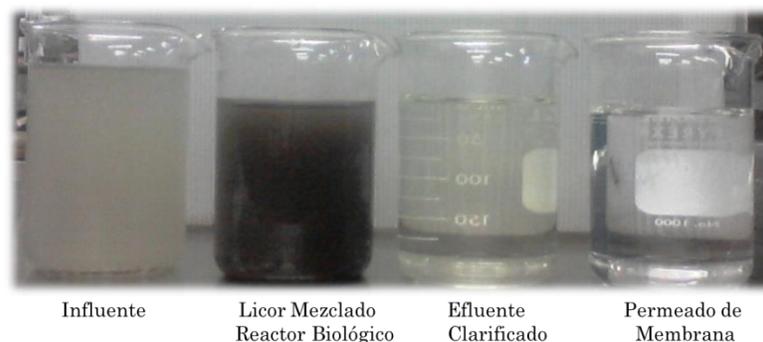


Figura 4.16 Operación del sistema NF-ST, a nivel laboratorio.

## 4.5. Pruebas Analíticas

Para evaluar el desempeño de ambas configuraciones de nanofiltración se realizaron pruebas de flux y presión transmembranal. De igual forma se evaluaron diversos parámetros de contaminación convencional y fisicoquímicos; además de la concentración de microcontaminantes orgánicos en tiempos establecidos para las corrientes de entrada y salida de cada proceso (Figura 4.17).

Como pruebas adicionales, con el propósito de conocer el desempeño de la nanofiltración en la remoción de cierto tipo de contaminantes microbiológicos, se realizó la evaluación de dichos contaminantes en las pruebas finales de NF-ST.



**Figura 4.17 Muestras de Nanofiltración como Tratamiento Terciario**

### 4.5.1. Propiedades Fisicoquímicas

Los parámetros fisicoquímicos y de contaminación convencional seleccionados para evaluar la eficiencia de ambas configuraciones de nanofiltración fueron:

- *Sólidos Suspendidos Volátiles, SSV*: Medida, aproximada, del contenido de materia orgánica o de las concentraciones de sólidos (César y Vázquez, 2003).
- *Turbiedad*: Medida de la cantidad de luz, absorbida o disipada, por el material suspendido en el agua.
- *Color*: Parámetro físico causado por la presencia de sólidos suspendidos (color aparente), material coloidal y sustancias disueltas (color verdadero) (César y Vázquez, 2003).
- *Temperatura*: Monitoreo constante requerido debido a que, la fluctuación de este parámetro, afecta directamente las velocidades de reacción del proceso biológico y al sistema de filtración con membrana.

- *pH*: Permite estimar la capacidad de reutilización del agua residual tratada y optimizar los tratamientos propuestos.
- *Conductividad*: Medida indirecta de la cantidad de sólidos disueltos presentes en el agua.
- *Absorbancia y Transmitancia*
- *Demanda Química de Oxígeno, DQO*: Medida de la cantidad de oxígeno consumido en la oxidación química de la materia orgánica presente en el agua (Collazos, 2008).
- *Carbono Orgánico Total, COT*: Indicador de la materia orgánica presente en el agua; permite conocer el contenido orgánico en el agua, sin depender del estado de oxidación inicial de la materia.
- *Nitrógeno Total (NT), Nitrógeno Amónico ( $N-NH_3^+$ ), Nitratos ( $NO_3^-$ ) y Nitritos ( $NO_2^-$ )*: Su medición permite conocer el grado de degradación del nitrógeno dentro del agua residual (Figura 4.18).

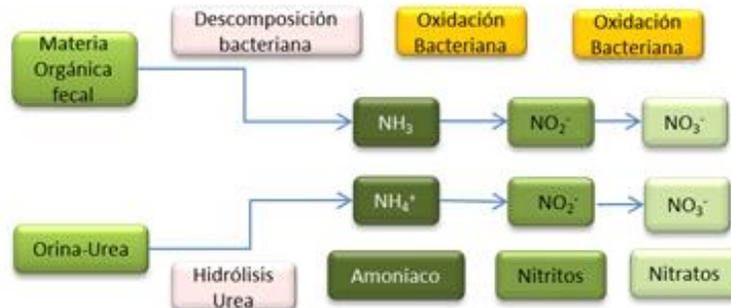


Figura 4.18 Formas del nitrógeno presente en el ambiente (Muñoz, 2002)



Las técnicas aplicadas para realizar la evaluación fisicoquímica se muestran en la Tabla 4.5:

**Tabla 4.5 Técnicas para la determinación de parámetros fisicoquímicos**

<b>Parámetro Fisicoquímico</b>	<b>Técnica</b>	<b>Referencia* APHA, AWWA, WEF 2005</b>	<b>Equipo</b>
Sólidos Suspendidos Volátiles (mg/L)	Gravimetría	2540 E*	Balanza Analítica filtros de fibra de vidrio de 0.45 µm Whatman®
Turbiedad (UNT)	Nefelometría	2130 B*	Hanna HI 98703
Color Verdadero (Pl-Co)	Espectrofotometría	2120 C* (a 455 nm)	Espectrofotómetro Hach® DR5000
Temperatura (°C)	Termómetro de mercurio	2550 B*	Termómetro de mercurio
pH	Diferencia de Potencial	4500 H+ B*	Electrodo HACH® sensION156
Conductividad (µs/cm)	Diferencia de Potencial	2510 A*	
Transmitancia (%)	Espectrofotometría		Espectrofotómetro Hach® DR5000 Filtros de fibra de vidrio de 0.45 µm Whatman®
Absorbancia	Espectrofotometría	5910 B* (a 254 nm)	
DQO (mg/L)	Colorimetría	5220 D*. HACH,2003 Método 8000	Espectrofotómetro Hach® DR5000
COT (mg/L)	Oxidación por combustión catalítica	HACH,2003 Método 10128	
NT (mg/L)	Colorimetría	HACH,2003 Método 10071	Espectrofotómetro Hach® DR5000
N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> (0.02-2.5 mg/L)	Colorimetría	HACH,2003 Método 8038	
N-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> (0.01-50 mg/L)	Colorimetría	HACH,2003 Método 8153	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (0.002-0.03 mg/L)	Colorimetría por diazotación	HACH,2003 Método 8507	Filtros de fibra de vidrio de 0.45 µm Whatman®
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (2-250 mg/L)	Colorimetría por sulfato ferroso	HACH,2003 Método 8153	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	Colorimetría	HACH,2003 Método 8039	



## 4.5.2. Microcontaminantes Orgánicos

### 4.5.2.1. En Agua Residual

La medición de las concentraciones de los microcontaminantes orgánicos, presentes en el agua, se llevó a cabo empleando: la técnica de extracción en fase sólida, elución por solventes, derivatización y cromatografía de gases acoplada a un detector de espectrometría de masas (Gibson *et al.*, 2007).

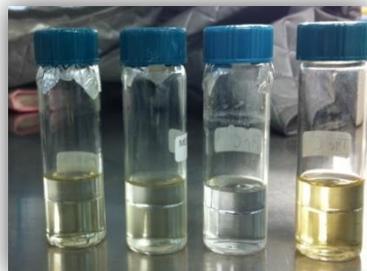
Dicha técnica consiste en extraer la muestra, filtrarla (en filtros de fibra de vidrio de 0.45µm, marca Whatman®) (Figura 4.19), y hacerla pasar a través de cartuchos Oasis® HLB (de 0.30 µm) (Figura 4.20), especiales para la extracción de compuestos orgánicos.

La retención de los microcontaminantes orgánicos se lleva a cabo gracias a la estructura del cartucho OASIS que, al estar formado por un copolímero de N-vinilpiridinona (hidrofilico) y divinilbenceno (hidrofóbico), crea fuerzas intermoleculares de puente hidrógeno con los compuestos, permitiendo así su retención. Una vez retenidos los compuestos, la extracción se realiza a través de solventes orgánicos: agua y acetona para la fracción ácida y simplemente acetona para los compuestos fenólicos y los ftalatos (Figura 4.21).

Tras su extracción, los compuestos son sometidos a una reacción de derivatización a través de la adición de un grupo funcional Silano: MTBSFA/acetato de etilo, para los compuestos ácidos (MTBSFA: N-Metil-N tert-butildimetilsililtrifluoroacetamida) y BSTFA/piridina para los fenoles y ftalatos (BSTFA: N-O-Bis (trimetilsilil) trifluoroacetamida); los cuales permiten aumentar la volatilidad de los microcontaminantes orgánicos (Figura 4.22).

Todos los reactivos empleados en la extracción y el procesamiento de las muestras son de grado analítico y grado HPLC, en el caso de los solventes.

Posteriormente, para realizar la detección y cuantificación de las concentraciones de los compuestos, la muestra se hizo pasar a través de un cromatógrafo de gases HP 6890, con columna HP5-MS de sílica (30m x 0.25mm y 0.25mm), acoplado a un detector selectivo de espectrometría de masas HP5973 Agilent® (Figura 4.23).



**Figura 4.19** Muestra Filtrada, de izquierda a derecha: influente, sedimentador secundario, permeado, rechazo



**Figura 4.20** Filtración en Cartucho Oasis



**Figura 4.21** Extracción por solventes orgánicos



**Figura 4.22** Derivatización, grupo funcional Silano



**Figura 4.23** Cromatografía de Gases HP6890

#### 4.5.2.2. En Lodos Activados

Para conocer la concentración de microcontaminantes orgánicos, que es posible de degradar mediante el tratamiento biológico y detectar la adsorción de estos compuestos en los lodos activados, se empleó la Técnica de Extracción Acelerada con Solventes, desarrollada por Durán-Álvarez *et al.* (2009).

Dicha técnica, consiste en tomar una muestra de licor mezclado y someterla a centrifugación a 2000 rpm. Con ello se logra la sedimentación y concentración de lodos activados, los cuales, son posteriormente secados en la estufa a 70°C durante 12 h (Figura 4.24).

Una vez secos, los lodos son triturados y tamizados a través de una malla No.30 (Figura 4.25). La masa de lodos obtenida, fue pesada y dividida en dos fracciones (pruebas por

duplicado), para posteriormente agregárseles 1 g de tierra de diatomeas y 0.5 g de arena de sílica seca (Figura 4.26), y proceder a introducir las muestras al equipo de extracción acelerada con solventes ASE (Figura 4.27).

Finalmente, se realizó el proceso de extracción en fase sólida, elución por solventes, derivatización y cromatografía de gases (Gibson *et al.*, 2007), técnica antes descrita (Figura 4.28 y 4.29).

Todos los reactivos empleados en la extracción y el procesamiento de las muestras fueron de grado analítico y grado HPLC en el caso de los solventes.



**Figura 4.24 Licor Mezclado seco**



**Figura 4.25 Molido y Tamizado Malla no.30**



**Figura 4.26 Adición de Tierra de Diatomeas y Arena de Sílica seca**



**Figura 4.27 Extracción: Equipo de Extracción Acelerada con Solventes, ASE**



**Figura 4.28 Cartucho Oasis, extracción, derivatización**



**Figura 4.29 Cromatografía de Gases HP6890**

### **4.5.3. Parámetros Microbiológicos**

Los parámetros microbiológicos seleccionados para evaluar la eficiencia de proceso de nanofiltración, al igual que las técnicas aplicadas para su determinación y cuantificación, se muestran en la Tabla 4.6.



Tabla 4.6 Técnicas para la determinación de parámetros microbiológicos

Grupo	Parámetro biológico	Propósito de su evaluación	Técnica
<b>Bacterias, UFC/100 mL</b>	Coliformes Fecales (UFC/100 mL)	Indicador de contaminación fecal (Friedler <i>et al.</i> , 2006)	Filtro de membrana 9222C,D,E APHA <i>et al.</i> , 1998 NMX-AA-102-SEMARNAT-2006
	<i>Enterococcus faecalis</i> (UFC/100 mL)	Indicador de contaminación fecal y de bacterias patógenas (Ottoson & Stenström, 2003)	
	<i>Salmonella typhi.</i> (UFC/100 mL)	Indicador epidemiológico y de la eficiencia de la membrana (Friedler <i>et al.</i> , 2006)	
	Esporas de <i>Clostridium perfringens</i> (UFC/100 mL)	Indicador de presencia de protozoos y virus entéricos; indicadores de la eficacia de los procesos de filtración (Ottoson & Stenström, 2003)	National Standard Method W 5 Issue 3. Of the Specialist and Reference Microbiology Division -Health protection Agency, 2004)
	Cuenta en placa o Bacterias heterotróficas (UFC/ mL)	Evaluación confiable de contaminación no fecal (Friedler <i>et al.</i> , 2006)	NOM-092-SSA1-1994, método para la cuenta de bacterias aerobias en placa.
<b>Bacteriófagos Virus (UFP/L)</b>	Bacteriófagos somáticos (UFP/ L)	Indicador de reducción de Rotavirus; evaluación de virus entéricos, (Ottoson & Stenström, 2003)	Técnica de doble capa Norma ISO 10705 con <i>Escherichia coli</i> WG5
<b>Protozoos, Quistes y Oosquistes/L</b>	<i>Giardia lamblia</i> y <i>Cryptosporidium</i> spp. (Oo)quistes/L)	Indicador de microorganismos patógenos de gran resistencia; Evaluación de calidad de proceso de filtración (Nolde, 1999, Burrows <i>et al.</i> , 1991)	Método 1623 USEPA
<b>Helmintos (HH/L)</b>	Huevos de helmintos (HH/L)	Evaluación de calidad de proceso de filtración, organismos resistentes, (OMS, 2006)	NMX-AA-113-SEMARNAT-1999

Todas las pruebas fisicoquímicas, de concentración de microcontaminantes orgánicos y microbiológicas se realizaron por triplicado, excepto para el caso de la determinación de microcontaminantes orgánicos en lodos, donde se efectuaron por duplicados.



## 5. RESULTADOS

### 5.1. Tratamiento Biológico

Los tratamientos propuestos en el presente trabajo de tesis inician con un proceso biológico a base de lodos activados, los cuales fueron aclimatados a las condiciones de operación y a los microcontaminantes orgánicos especificados.

#### 5.1.1. Aclimatación de lodos activados

A través del proceso de aclimatación se consiguió habituar a la biomasa al tipo de alimentación que recibió, logrando así, llevar a cabo la eliminación de los compuestos en tiempos menores, ciclo tras ciclo, al mismo tiempo que aumentaba la eficiencia en la eliminación de la materia orgánica.

Al analizar las remociones, tanto para el COT como para la DQO, durante un primer ciclo, con una duración de 13 días y una única alimentación; se observó que al tercer día ambos parámetros alcanzaron la máxima disminución en su concentración, lo cual se puede explicar gracias a la constante actividad del biorreactor (Figura 5.1).

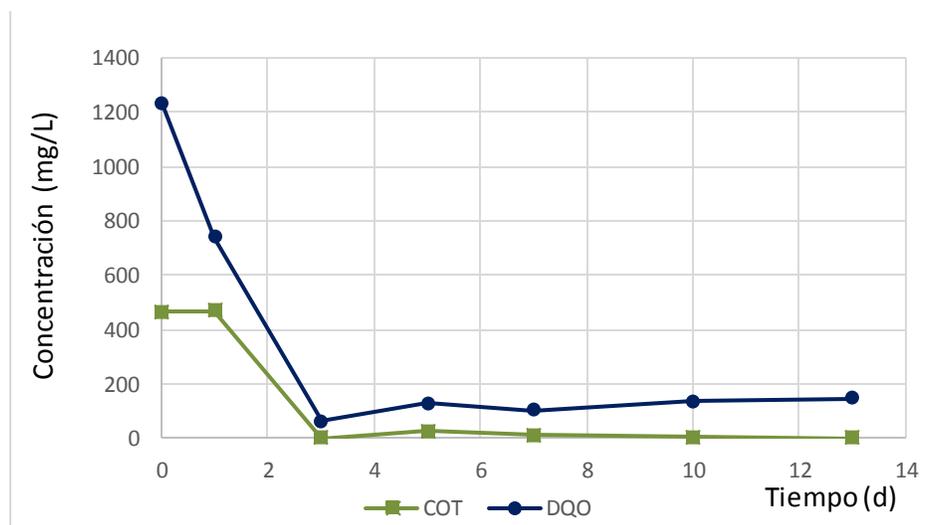
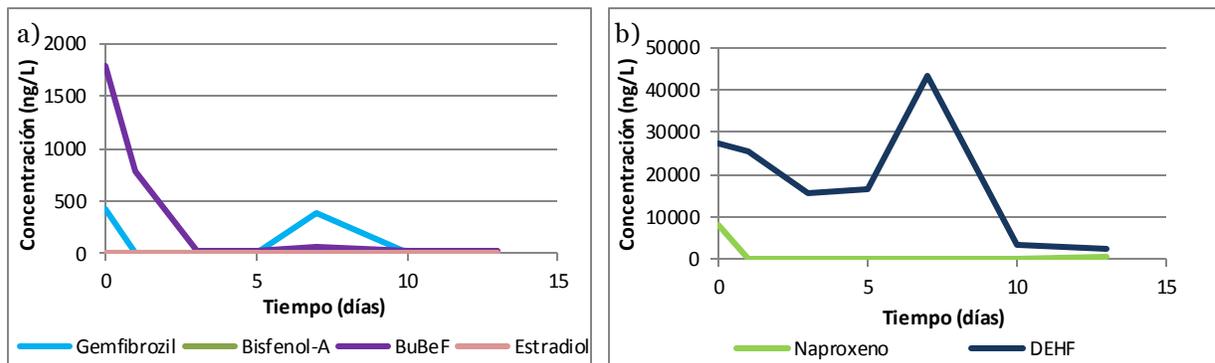


Figura 5.1 Análisis de la reducción en la concentración del COT y DQO en el primer ciclo de 13 días.

Para el caso de los microcontaminantes orgánicos, la eliminación de los fármacos durante el primer ciclo, fue relativamente rápida, observándose una remoción casi total del Naproxeno, dentro de las primeras 24 h de operación del sistema; mientras que la remoción del Gemfibrozil, aunque mostró un comportamiento similar al Naproxeno, presentó ciertos repuntes de su concentración a la mitad del ciclo (Figura 5.2.a).

Respecto a los compuestos plastificantes y potenciales disruptores endócrinos: ButilBencil Ftalato (BuBeF) y DiEtil Hexil Ftalato (DEHF) se puede apreciar que, en este primer ciclo, a pesar de que se logran reducir considerablemente sus concentraciones, estas no alcanzan el 100% (Figura 5.2.b). La razón de ello puede ser que, el sistema biológico al llegar a cierto límite de saturación (con compuestos de más fácil biodegradación), libera las concentraciones adsorbidas de dichos plastificantes, dando como resultado el repunte en la concentración del DEHF, pues se ha comprobado que compuestos con estructura similar al DEHF, son poco proclives a la degradación por bacterias (La Farré *et al.*, 2008).

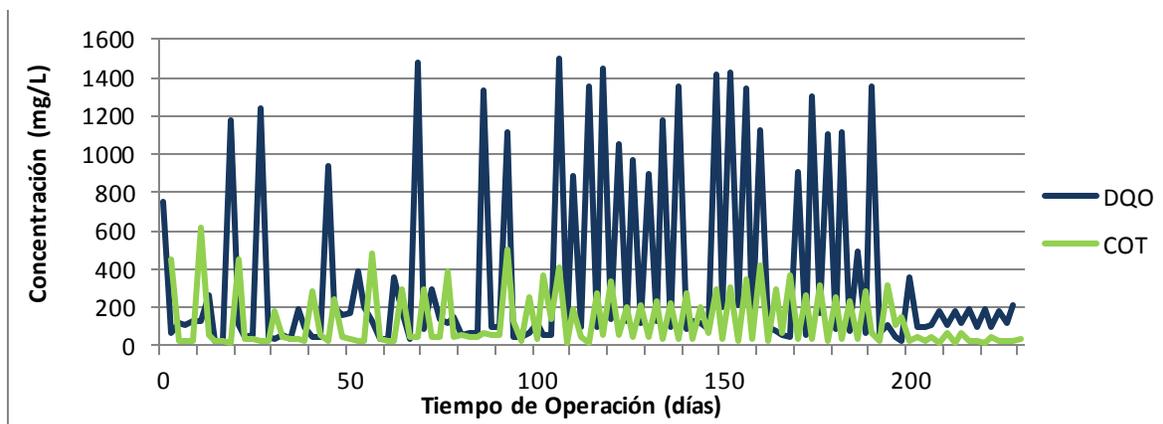
La aclimatación al Bisfenol-A y al Estradiol no fue analizada, debido a que estos compuestos no se detectaron a todo lo largo del ciclo.



**Figura 5.2 a) Eliminación de Gemfibrozil, Estradiol, BPA y BuBeF; b) Eliminación de Naproxeno y DEHF, durante el primer ciclo de 13 días de duración.**

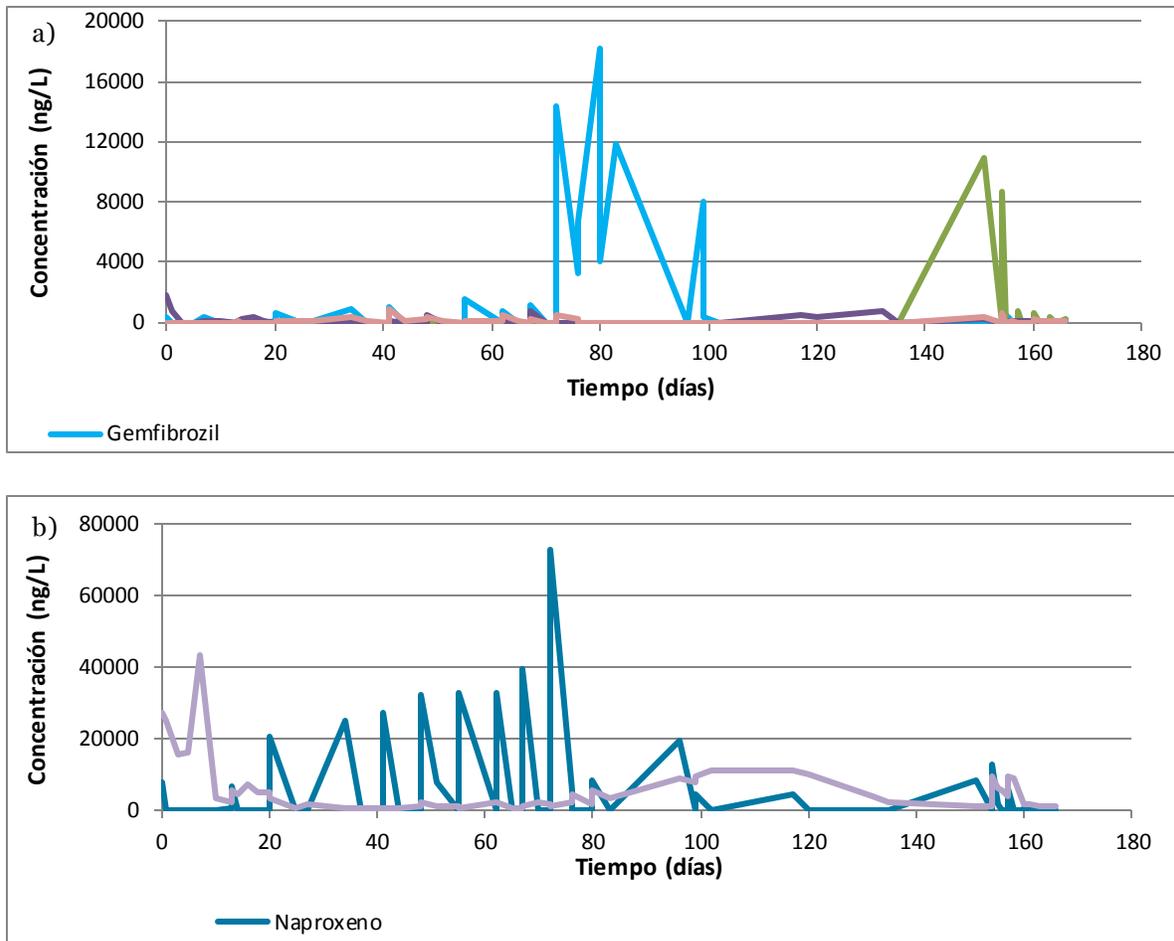
La eficiente remoción de la mayoría de los microcontaminantes por parte de la biomasa, en el primer ciclo de 13 días, se puede explicar debido a que, los lodos activados de la PTAR Cerro de la Estrella presentan una pre-aclimatación a los compuestos, a causa de que el influente contiene cantidades significativas de dichos microcontaminantes. A escala real, un ciclo de 13 días resulta poco viable, por ello, posterior a la primera prueba, se decidió evaluar la eficiencia de remoción del tratamiento biológico en ciclos de menor duración: 7, 5, 4, 3, 2, 1 día y 12, 8, y finalmente 4h; lo que implicó un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 8h.

De la evaluación de los ciclos de corta duración, se observó que a partir del día 190 de operación, los niveles de COT y DQO disminuyeron debido, posiblemente, a la dilución del agua residual por lluvias. Por otro lado, y a partir del día 160, al suspender la fortificación del agua influente y alimentar el reactor únicamente con agua residual, se logró una importante reducción de DQO y COT, debido a que buena parte de su consumo resulta de la remoción del metanol aportado por los estándares empleados en la fortificación (Figura 5.3).



**Figura 5.3** Registro de demanda química de oxígeno (DQO) y del carbono orgánico total (COT) a lo largo del proceso de aclimatación.

El comportamiento anterior se ve igualmente reflejado en la concentración de los microcontaminantes orgánicos: los fármacos Gemfibrozil y Naproxeno mostraron reducciones altas a partir del día 100 (Figura 5.4.a); el Estradiol y el Bisfenol-A no fueron detectados sino hasta el día 150, prestando reducciones aceptables, superiores al 95%. Finalmente del BuBef se observó que, a bajas concentraciones de metanol, durante la suspensión de la fortificación, la eficiencia en su remoción aumentó (La Farré *et al.*, 2008); pero no así para el DEHF, el cual se caracterizó por una alta resistencia a la remoción a través del tratamiento biológico (Figura 5.4.b).



**Figura 5.4 a) Eliminación de Gemfibrozil, Estradiol, BPA y BuBeF; b) Eliminación de Naproxeno y DEHF, a lo largo de los ciclos de aclimatación.**

A pesar de que desde el inicio del proceso de aclimatación se lograron remociones superiores al 70% para la mayoría de los compuestos, se observó que, en ciertos casos, al modificar la duración de los ciclos, la eficiencia de remoción se ve mermada a 50-60%. Sin embargo, ésta se recupera al mantener constante la duración por períodos más prolongados: a) Para el caso de los fármacos se observó que, hasta el ciclo de 8 h de duración, se obtiene remociones superior al 90%; b) mientras que para el caso de los compuestos plastificantes, la tendencia de remoción fue constante a lo largo de los ciclos, obteniéndose tasas de eliminación mayores al 70% para el BuBeF, Bisfenol-A y Estradiol en los ciclos de mayor duración (Figura 5.5).

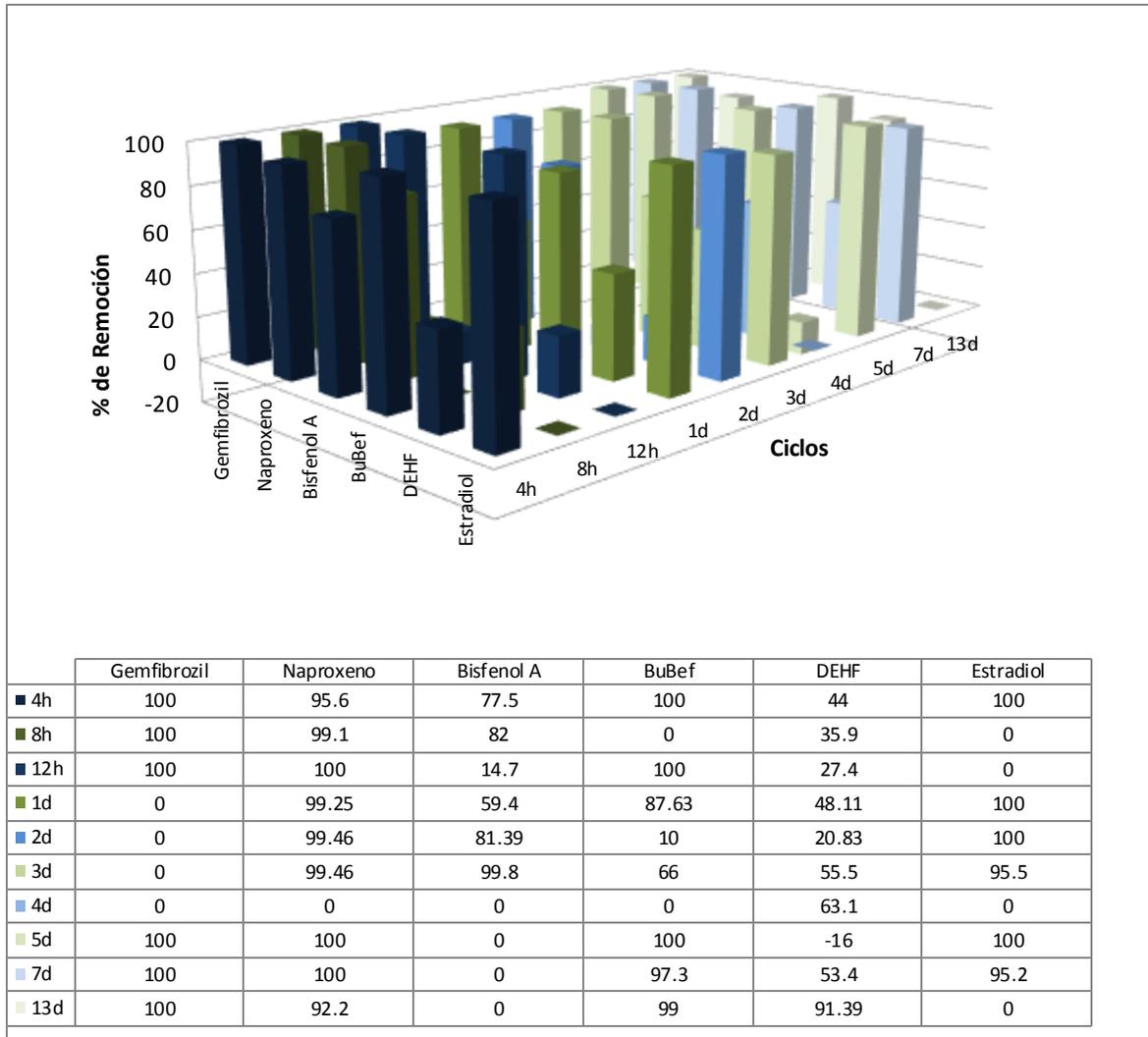


Figura 5.5 Porcentaje de remoción de fármacos, fenoles y posibles disruptores endócrinos a lo largo del proceso de aclimatación según los distintos ciclos evaluados.

Finalmente, del proceso de aclimatación se pudo inferir que, el principal destino de los microcontaminantes estudiados es la biotransformación (Verliefde *et al.*, 2007). De acuerdo con la evaluación de adsorción en lodos y tomando en cuenta la cantidad de microcontaminantes en el agua y en los lodos, al inicio y final de cada ciclo, se observó que el porcentaje de fármacos remanente del proceso biológico es de apenas el 15%; por el contrario, se aprecia que para los compuestos plastificantes, a pesar de que una fracción importante de su concentración es adsorbida en lodos, no se logra la degradación total de los mismos, obteniendo altas concentraciones remanentes, principalmente de ftalatos.



### 5.1.2. Sistema de Lodos Activados, Proceso en Continuo

Finalizadas las pruebas de aclimatación, y operando a ciclos de 4 horas de duración, el reactor fue dispuesto en un esquema de tanque continuo agitado. Con una velocidad de alimentación de 6.25 ml/min, la cual fue calculada para lograr mantener un TRH de 8 h dentro del reactor con capacidad de 3 L (Ecuación 5.1).

$$V_{\text{alimentación}} = \frac{V_{\text{reactor}}}{\text{TRH}} = \frac{3000 \text{ ml}}{480 \text{ min}} = 6.25 \text{ ml/min} \quad \dots \quad (5.1)$$

Donde:

Va= Velocidad de alimentación

Vr= Volumen en el reactor

TRH= Tiempo de retención hidráulica

En general, durante la evaluación del sistema en continuo, este fue operado de forma similar al esquema discontinuo secuencial, manteniendo condiciones de operación estables (pHs cercanos a 7 y variaciones mínimas en la conductividad) que permitieron lograr reducciones constantes de COT y DQO por arriba del 80% y 90%, respectivamente.

En relación a los microcontaminantes orgánicos se observa que la eficiencia de su degradación, dentro del sistema biológico, se mantiene e incluso en algunos casos mejora, apreciándose que, la capacidad de remoción obtenida a través del proceso de aclimatación supera a lo reportado para la PTAR Cerro de la Estrella (López, 2012).

Específicamente, durante la operación del sistema en continuo, la degradación de fármacos se sostiene, mientras que, para los compuestos fenólicos la capacidad de remoción se incrementa, en particular para el BuBeF, resultando nuevamente que el bisfenol-A y el Estradiol son los compuestos con las tasas de remoción más altas. De igual forma, se corrobora que la remoción de compuestos con estructura similar al DEHF está sujeta al tiempo de retención hidráulica y al tiempo de residencia de los lodos (La Farré *et al.*, 2008).

## 5.2. Condiciones de Operación del Módulo de Membrana

### 5.2.1. Flux Crítico y Sostenible

Para determinar las condiciones de operación del módulo de membrana, tal como se describió en la metodología, se realizaron pruebas de flux crítico y sostenible de la membrana en contacto directo con los lodos activados.



En la primera prueba, se realizó un diseño experimental para lo cual el módulo fue operado a flux constante ( $\approx 0.02 \text{ ml/cm}^2 \text{ min}$ ), variando las presiones de forma diferencial (Figura 5.6). Al comparar la oscilación del flux contra la presión transmembranal (PTM), se observa que el flux aumenta de forma directamente proporcional respecto a la PTM (Figura 5.7).

De la Figura 5.7 se puede observar que para un valor de PTM de 3 bar se alcanza, en una primera prueba, un valor de flux máximo de  $20.5 \text{ L/m}^2\text{h}$ . Al disminuir el valor de la presión y posteriormente trabajar nuevamente a 3 bar, se obtiene que el valor de flux es de apenas  $15.8 \text{ L/m}^2\text{h}$ , lo cual se traduce en una pérdida de 22.8% del flux inicial, debido al ensuciamiento sufrido por la membrana.

A partir de esta primera prueba, se estableció que el valor de flux crítico es de  $20.5 \text{ L/m}^2\text{h}$ , aproximadamente, y que el intervalo de presión seguro, al que se debe de operar el módulo para evitar el ensuciamiento irreversible, es del orden de 0.5 a 3 bar.

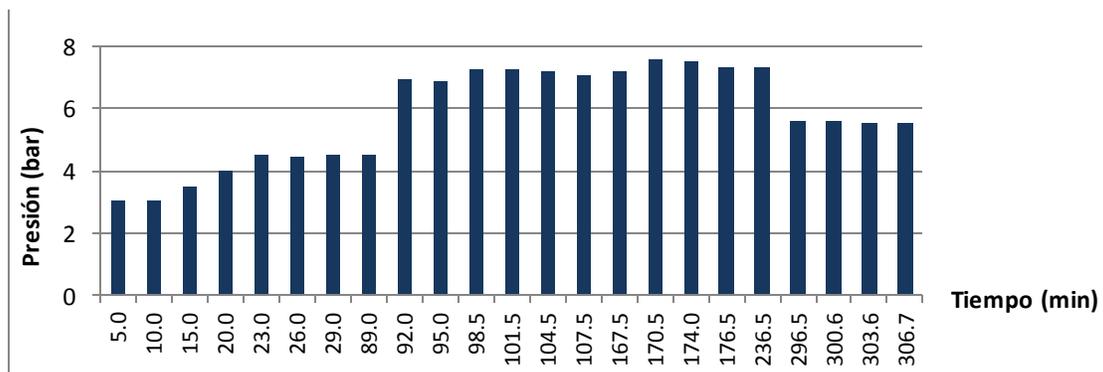


Figura 5.6 Diseño experimental de variación de presión

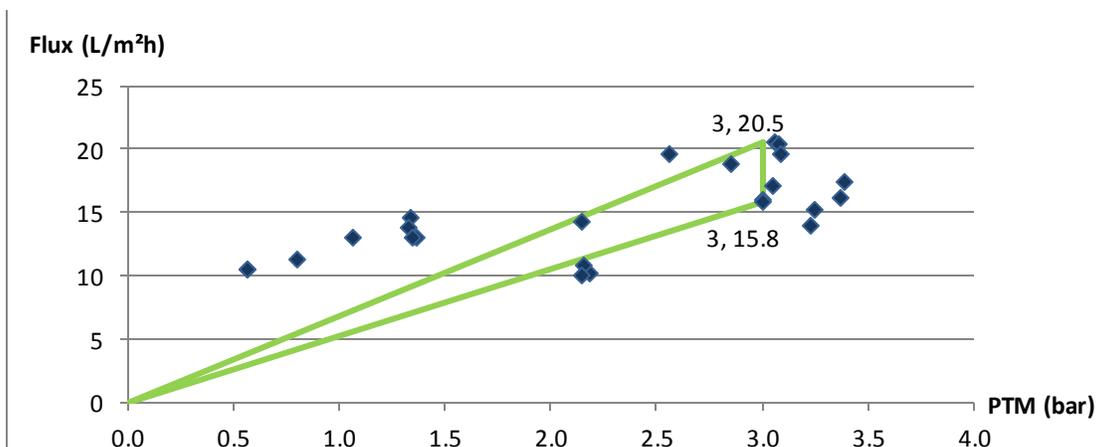


Figura 5.7 Flux obtenidos según la presión de operación.

Posteriormente, se realizaron pruebas de mayor duración, que permitieron obtener el rango de PTM al cual se logra un flux sostenible (flujo constante y prolongado de permeado, con pérdidas mínimas de rendimiento).



En dichas pruebas se evaluó la variación del flux a lo largo del tiempo, a diferentes PTM del orden de 0.79 a 7.92 bar, es decir, por arriba y por debajo de las presiones que consiguen alcanzar el flux crítico (Figura 5.8). De ello, se obtuvo que, al operar con presiones superiores a 3 bar el rendimiento de la membrana se ve mermado rápidamente, por lo que el flux presenta valores menores a los 20 L/m<sup>2</sup> h. Por otro lado, si se opera a presiones de alrededor de 2.3 bar, se obtienen flux dentro del intervalo de 21.5 a 19.5 L/m<sup>2</sup>h y de 25 a 30 L/m<sup>2</sup>h a 1.7 bar de presión en una membrana nueva.

Con base en estos resultados, se estableció que la mayor eficiencia de la membrana se logra al mantener la PTM en un rango entre 1.6 a 2.5 bar, lo que implica flux menores a 20.5 L/m<sup>2</sup>h (Flux sostenible), pues a pesar de que se presenta una disminución en el flux debido al ensuciamiento, esta pérdida en la eficiencia de la membrana es mínima en comparación con la que se presenta al trabajar con presiones superiores.

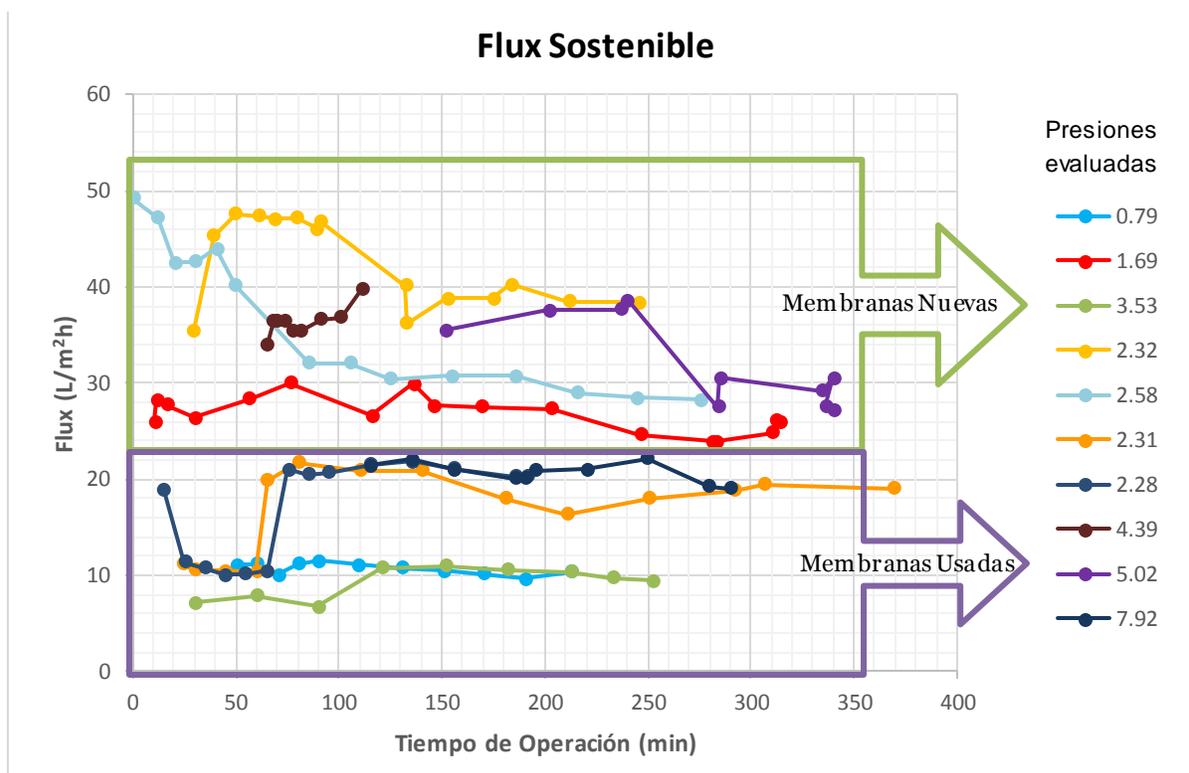


Figura 5.8 Pruebas de flux contra tiempo a diferentes valores de presión transmembranal (membranas nuevas y usadas).



### 5.2.2. Limpieza de la Membrana

Con el fin de aumentar la eficiencia del proceso de filtración, se probaron seis distintos métodos de limpieza de la membrana, que consistieron en lavados de aire y agua a corriente y contracorriente a distintas frecuencias, además de un lavado químico con hidróxido de sodio (NaOH) al detectar taponamiento.

Para el análisis de la eficiencia de dichos métodos y la evaluación de los cambios en el desempeño de la membrana, conforme esta se tapona, se evaluó la fluctuación de la PTM y el flux de permeado a lo largo del tiempo de operación del sistema, empleando una membrana nueva para la experimentación de cada método de limpieza.

De la Figura 5.9 se observa que el tiempo de vida útil de la membrana, sin ningún tipo de limpieza, es de 9 días, con presiones superiores a 10 bar. Igualmente, esta figura muestra como ciertas técnicas de limpieza resultan más efectivas, por ejemplo la inclusión constante de aire a co-corriente en el sistema, que permite flux considerables a bajas presiones durante períodos de mayor duración, tal como se muestra a partir del día 55 de operación.

Durante el transcurso de las pruebas del último método de limpieza probado (inclusión de aire constante a co-corriente), se decidió aplicar un lavado químico con hidróxido de sodio NaOH al presentarse taponamiento (alrededor del día 85 de operación). Con ello, tal como se observa en la Figura 5.10, se logró la recuperación significativa del flux, sin necesidad de elevar la PTM; estableciéndose así que, para la posterior experimentación, se emplearía la inclusión de aire de forma constante en la corriente de entrada como método de limpieza, así como un lavado químico con NaOH cada vez que se presentara el taponamiento.

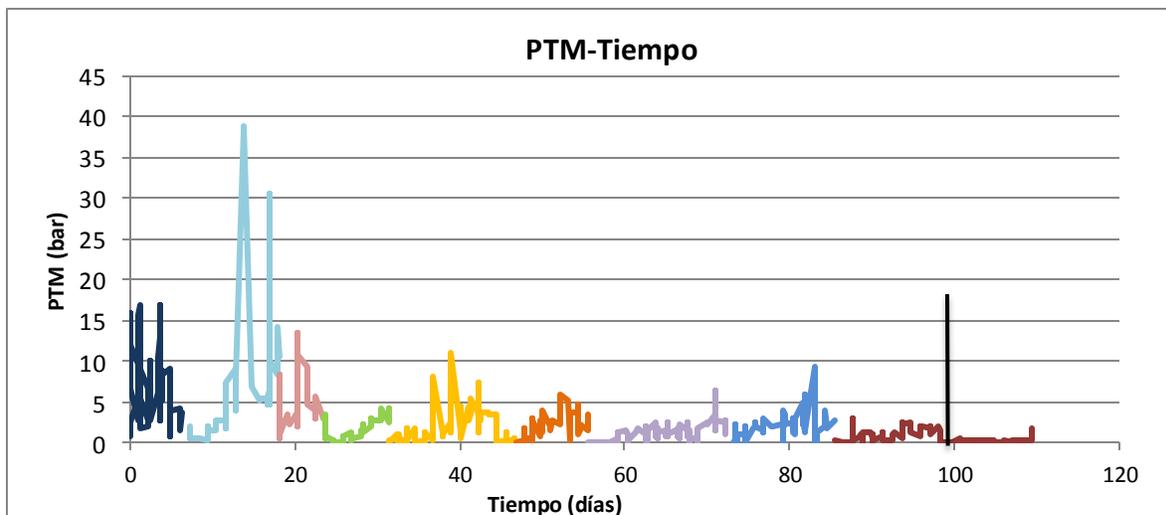
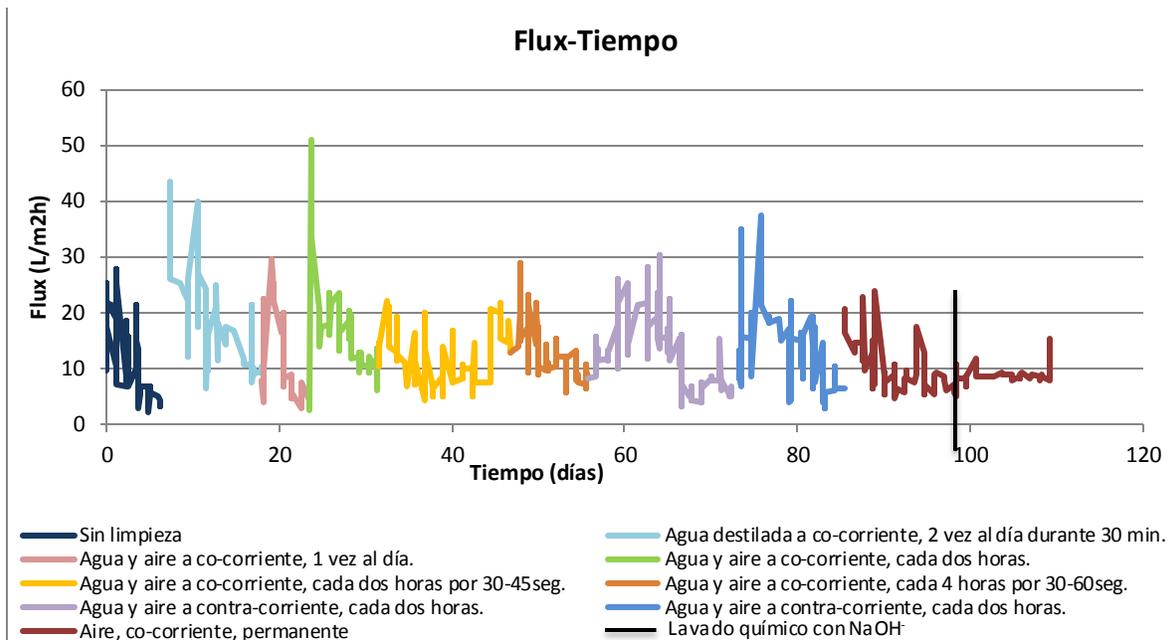


Figura 5.9 Evaluación de los distintos métodos de limpieza, variación de la PTM respecto al tiempo



**Figura 5.10 Evaluación de los distintos métodos de limpieza, variación de la Flux respecto al tiempo**

Es importante señalar que, a pesar de establecer dichas condiciones de operación, favorables para el desempeño de la membrana, se detectó que las membranas de nanofiltración terminan presentando taponamiento irreversible al estar en contacto con lodos activados, por lo que se sugiere seguir estudiando el efecto de otro tipo de técnicas que permitan minimizar el fenómeno de taponamiento.

### 5.3. Comparación entre ambas Configuraciones de Membrana

Una vez establecidas las condiciones de operación, del reactor biológico y del módulo de membrana, se procedió al desarrollo de las configuraciones de nanofiltración (NF) propias de este trabajo: un sistema de biorreactor con membrana externa (sMBR) y la nanofiltración dispuesta como un tratamiento terciario (NF-ST).

Dichas configuraciones de NF fueron evaluadas en términos hidrodinámicos, fisicoquímicos y de microcontaminantes orgánicos; los resultados de ambos sistemas fueron comparados para con ello establecer sus ventajas y desventajas.

### 5.3.1. Rendimiento de Membrana, Pruebas Hidrodinámicas

Al evaluar el rendimiento de la membrana en cuestiones hidrodinámicas, se observó que al iniciar el proceso, se obtienen flux similares, en ambas configuraciones, a la misma PTM. Sin embargo, al transcurrir el tiempo de operación del módulo de filtración, la configuración de sMBR comienza a presentar disminuciones en el flux (alrededor del cuarto día de operación), a pesar de mantener las mismas condiciones de PTM. Por el contrario, se aprecia que en la configuración de NF-ST, con un aumento mínimo de la PTM, se logran mantener flux elevados, durante tiempos más prolongados.

En la Figura 5.11 se puede apreciar dicha variación de (a) PTM y (b) flux; observándose que la membrana, en general, trabaja a mayor eficiencia con la configuración de NF-ST, permitiendo aproximadamente 20 días de vida útil de la membrana, mientras que para la configuración de sMBR tan sólo se logran 15 días de operación, antes de que el rendimiento de la membrana llegue al mínimo; lo que representa una pérdida de 23% en el rendimiento de una configuración con respecto a otra.

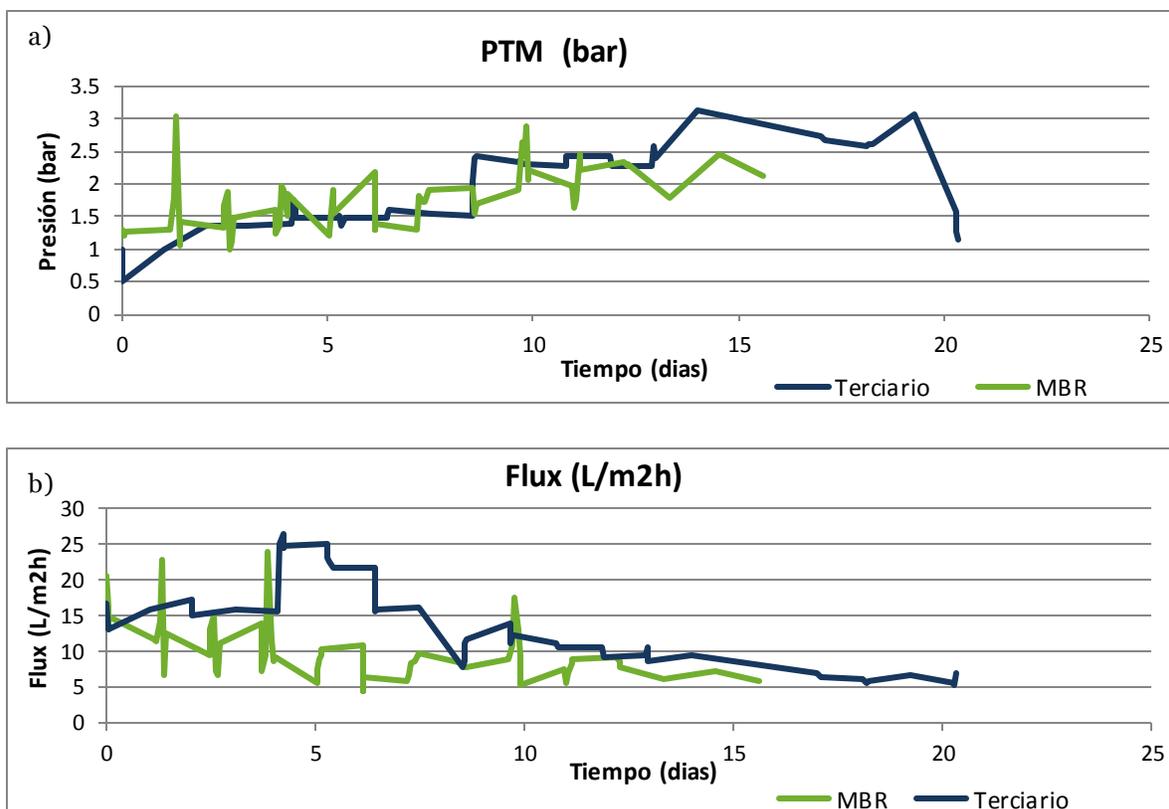


Figura 5.11 Evaluación hidrodinámica de ambas configuraciones de membrana a) PTM, b) Flux.



Como previamente se señaló, la NF-ST es un proceso de mayor eficiencia respecto al sMBR en términos de rendimiento de la membrana; esto gracias a la presencia de un sedimentador, entre el biorreactor y el módulo de membrana, que permite disminuir la cantidad de sólidos entrantes al sistema de filtración, lo que no sucede en la configuración de sMBR donde el licor mezclado es directamente bombeado al módulo de filtración creando ensuciamiento y taponamiento de la membrana de forma súbita y casi inmediata.

A pesar de tal ventaja de la configuración de NF-ST sobre los sistemas de sMBR, para la implementación de alguna de estas configuraciones a escala real, se debe considerar que la NF-ST requiere de una mayor área para su ejecución.

### 5.3.2. Pruebas Analíticas

#### 5.3.2.1. Propiedades Físicoquímicas

Para evaluar el desempeño de las configuraciones de nanofiltración, se llevó a cabo una serie de pruebas analíticas en las corrientes de entrada y salida de cada proceso en tiempos específicos. Las concentraciones promedio y los porcentajes, de remoción de los distintos parámetros físicoquímicos determinados (dieciséis mediciones puntuales del proceso sMBR y veinticinco de la NF-ST), se muestran en las Figuras 5.12 y 5.13.

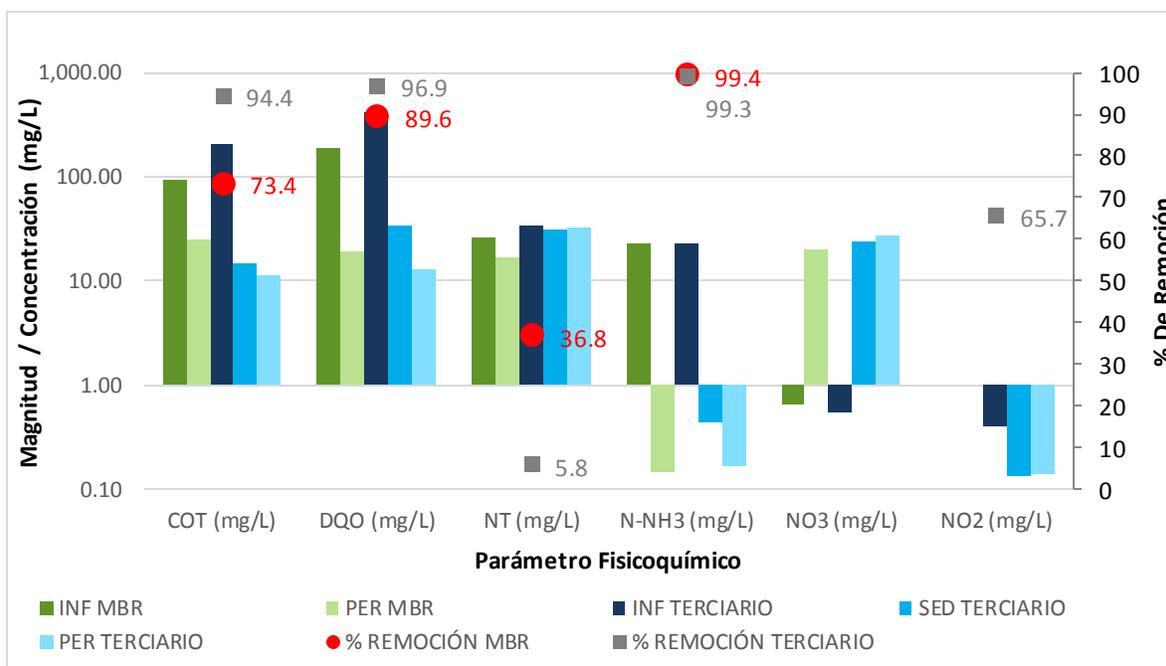
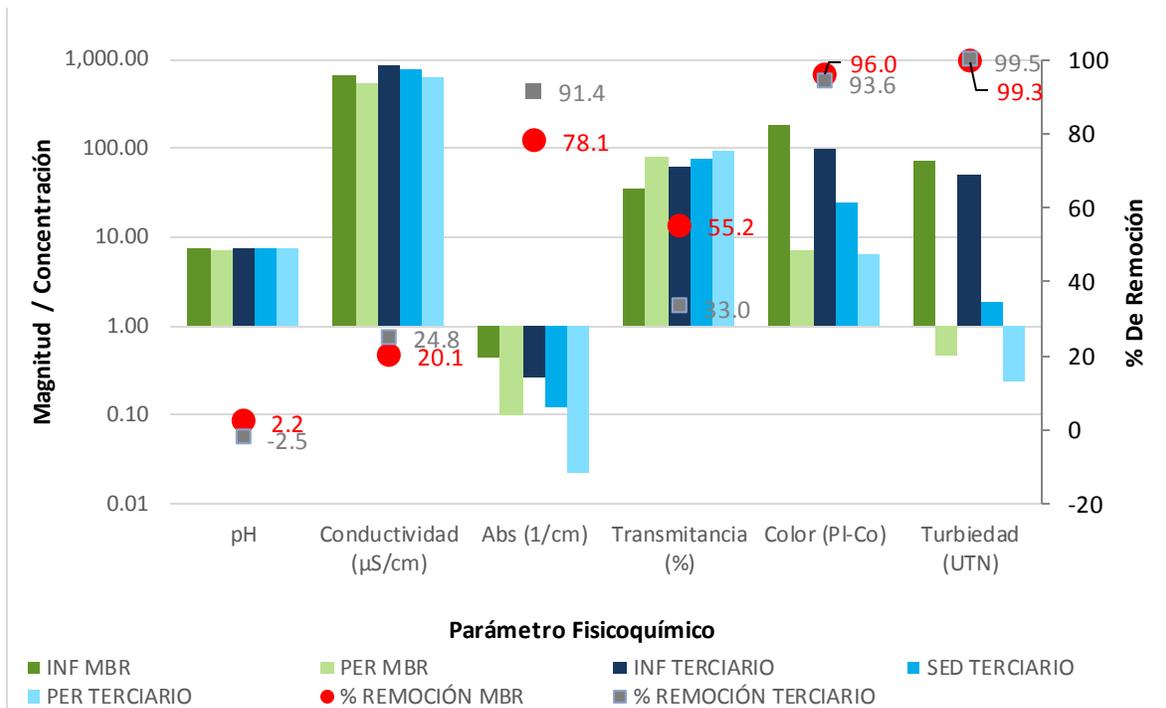


Figura 5.12 Variación de la concentración de parámetros físicoquímicos determinados a lo largo de los procesos sMBR y NF-ST (COT, DQO, y Nitrógeno en sus diversas formas).



**Figura 5.13 Variación de parámetros físicoquímicos a lo largo de los procesos sMBR y NF-ST (pH, Conductividad, Absorbancia, Transmitancia, Color y Turbiedad).**

A continuación se presentan los resultados y el análisis de los parámetros físicoquímicos evaluados:

#### a) MATERIA ORGÁNICA

Con respecto a la materia orgánica, en la Figura 5.12, se puede apreciar que ambos procesos de NF permiten altas tasas de remoción, logrando un porcentaje de eliminación aproximadamente del 73% y 94% para el COT y del 90% y 97% de DQO, para las configuraciones de sMBR y NF-ST, respectivamente, permitiendo así obtener efluentes con concentraciones finales de alrededor de 18 mg/L de COT y 16 mg/L de DQO.

Del análisis de la NF-ST se puede observar que es el proceso biológico el que permite un mayor porcentaje de remoción de dichos parámetros (92.70% y 91.99% para COT y DQO, respectivamente), lo cual habla de una operación del biorreactor adecuada, que incluye buenas condiciones de aireación y mezclado, que permitieron al consorcio bacteriano lograr altas tasas de biodegradación de la materia orgánica. Esto, se ve igualmente reflejado en parámetros tales como el pH, que no presenta grandes fluctuaciones, si no apenas de  $\pm 0.2$  unidades (Krzeminska et al., 2012).



Por su parte, la membrana de nanofiltración incrementa la calidad del efluente final en cuanto al contenido de materia orgánica, pues es con la aplicación de este proceso que se logra eliminar el remanente de contaminación que no fue posible biodegradar a través del proceso de lodos activados.

La membrana de NF al tener un peso de corte molecular de 200 Dalton (dato reportado por el fabricante Dow-Filmtec®, 2012), tiene la capacidad de remover aproximadamente el 90% de los compuestos con pesos moleculares superiores a una masa molar de 200 g/mol (Caus *et al.*, 2009). Del proceso de filtración con membrana en la NF-ST se obtienen porcentajes de remoción del 16.67% para COT y de 61.03% para DQO; lo cual resulta en un porcentaje de remoción total superior al 90% (Figuras 5.14 y 5.15).

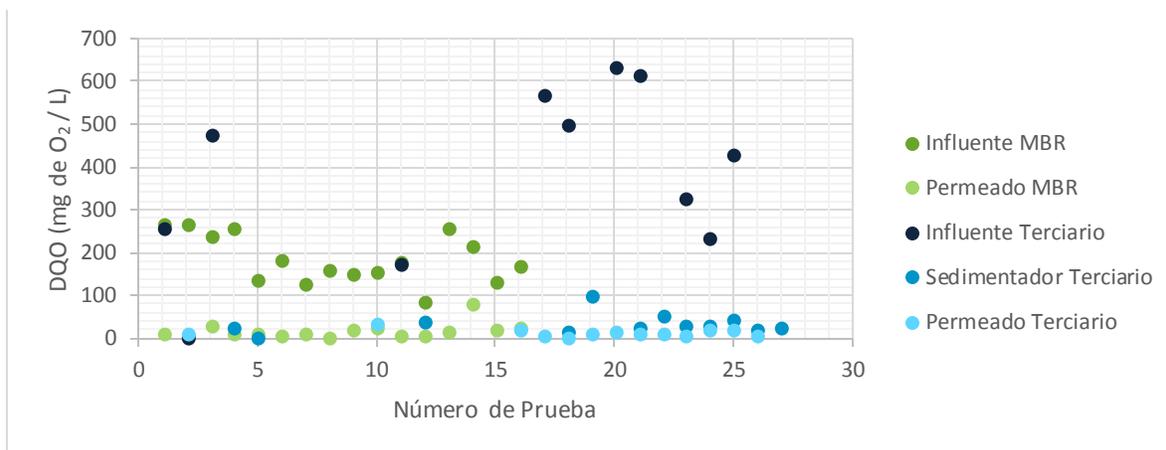


Figura 5.14 Variación del DQO en los procesos sMBR y NF-ST

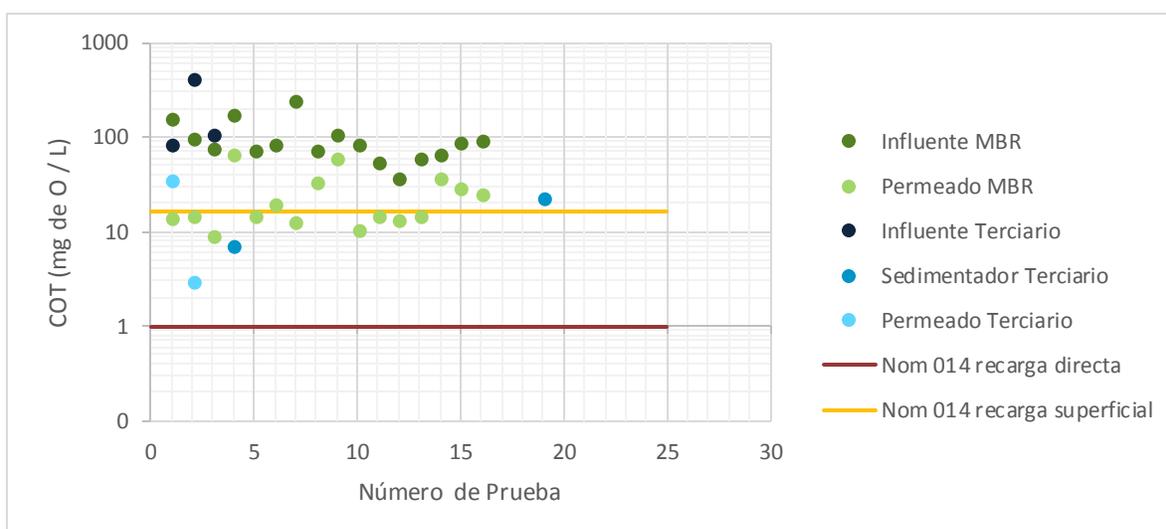


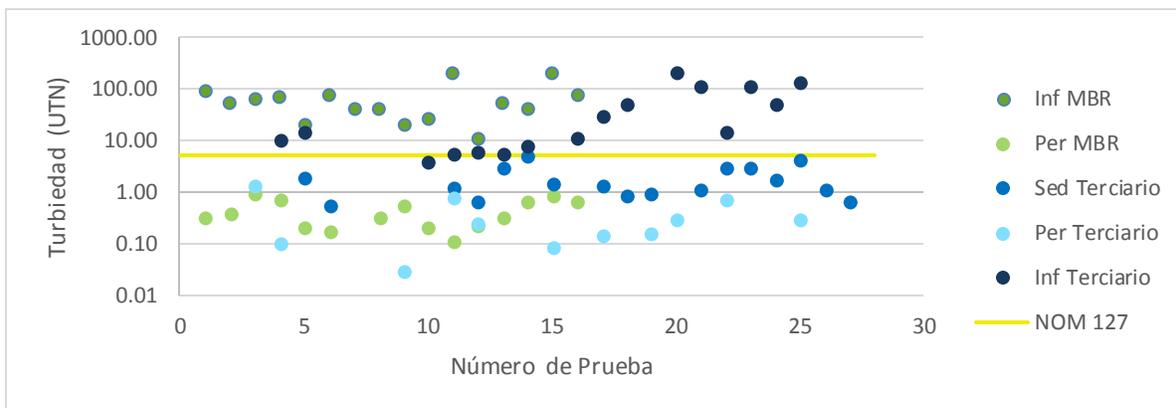
Figura 5.15 Variación del COT en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional (NOM-014-CONAGUA-2003).



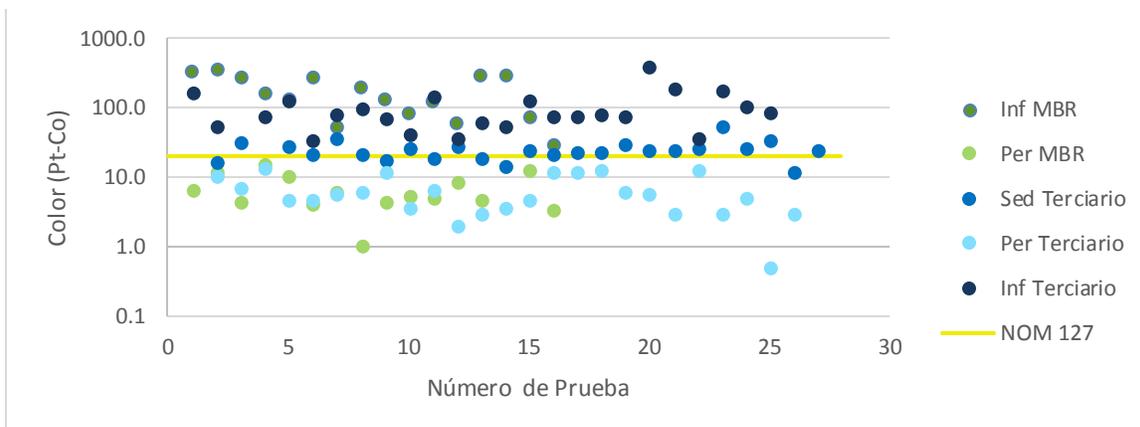
### b) TURBIEDAD Y COLOR

La eficiencia del bioreactor se ve igualmente reflejada en parámetros como la turbiedad, el color, la absorbancia y la transmitancia; como resultado de la eliminación de todas las partículas coloides, sólidos suspendidos, ácidos húmicos, entre otros.

Analizando las Figuras 5.16 y 5.17 se observa que, mediante ambas configuraciones, tanto para la turbiedad como para el color se obtienen altas remociones, superiores al 90%. Evaluando la NF-ST se obtiene que el tratamiento biológico permite remociones del 96.24% y 75.46% para turbiedad y color, respectivamente; para posteriormente, con el tratamiento de filtración con membrana, obtener remociones del 87.34% para turbiedad y 73.99% para color, logrando así un permeado final con 99.52% y 93.62% menos del valor inicial que presentaron dichos parámetros. Por su parte mediante el sistema sMBR se alcanzaron remociones similares para ambos parámetros, logrando porcentajes finales de remoción de 99.35% para turbiedad y de 95.97% para color.



**Figura 5.16 Variación de la Turbiedad en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional (NOM-127-SSA1-1994).**



**Figura 5.17 Variación del Color en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional (NOM-127-SSA1-1994).**



c) ABSORBANCIA Y TRANSMITANCIA

A pesar de lograr remociones altas y medias, de 78.14% y 91.43% para absorbancia y de 55.17% y 33.05% para la transmitancia, en las configuraciones de sMBR y NF-ST, respectivamente, estos porcentajes de remoción son menores a los obtenidos para turbiedad y color, lo que lleva a pensar que el porcentaje remanente de COT y DQO puede deberse a la permanencia de materia orgánica disuelta y microcontaminantes orgánicos recalcitrantes (Figuras 5.18 y 5.19).

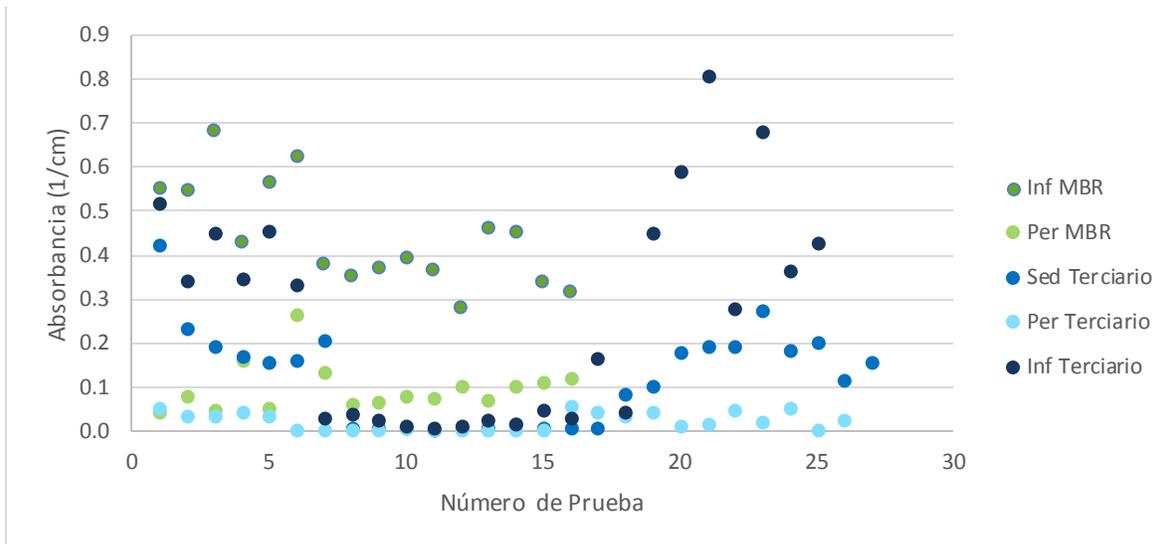


Figura 5.18 Variación de la Absorbancia en los procesos sMBR y NF-ST

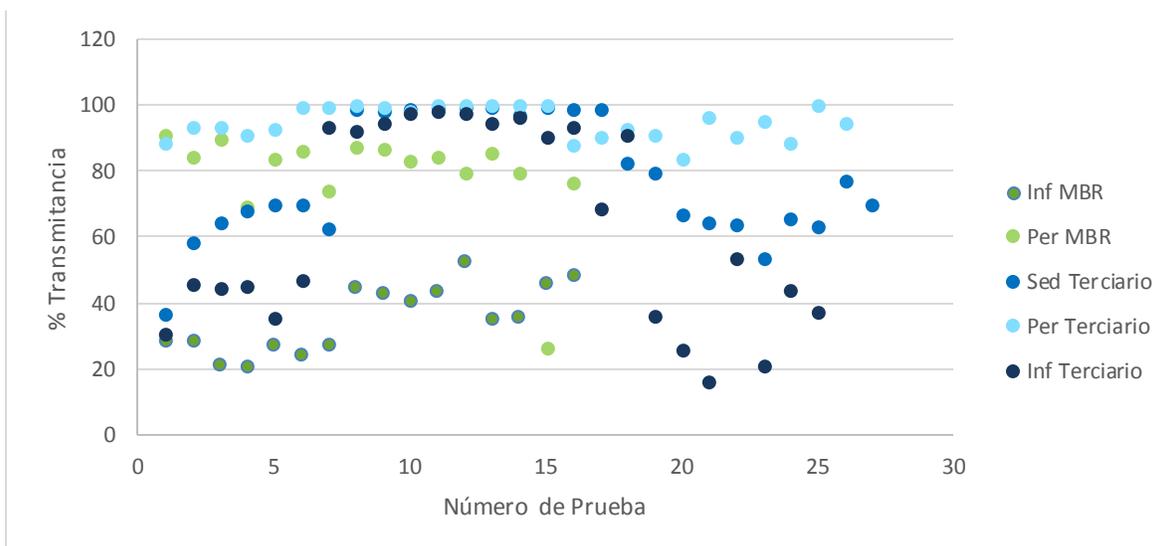


Figura 5.19 Variación de la Transmitancia en los procesos sMBR y NF-ST

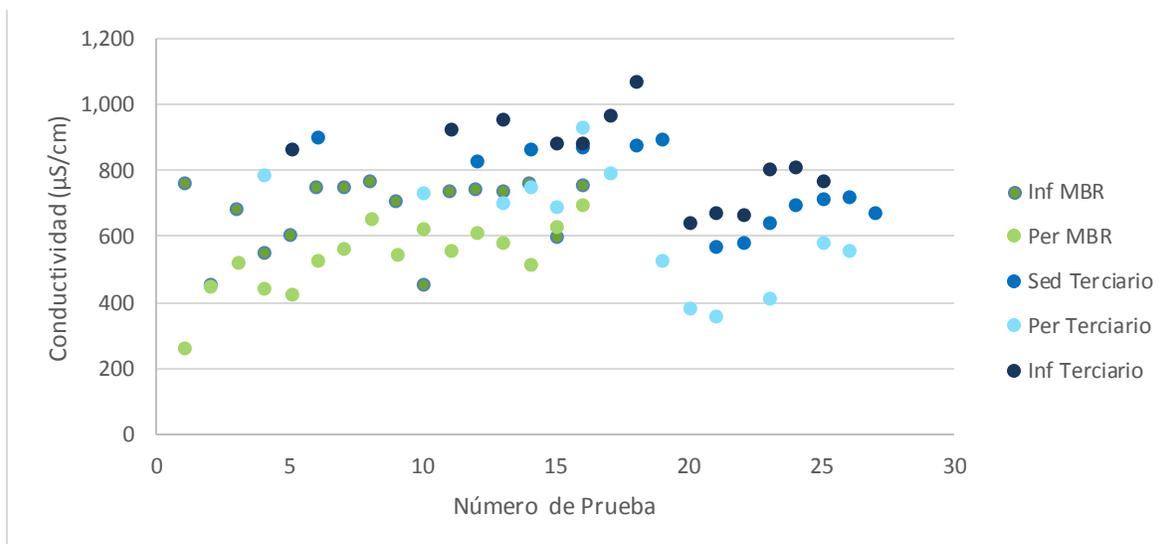


#### d) CONDUCTIVIDAD

Respecto a la conductividad, considerando que las membranas de nanofiltración en comparación con las de Osmosis Inversa presentan un menor porcentaje de retención de sales, lo que implica la retención de solo algunos iones monovalentes y divalentes, presentes en el agua (WEF, 2012); se observó que a través del desarrollo de las dos configuraciones de NF se logran remociones de alrededor de 20% para el sMBR y 25% para la NF-ST.

Analizando el sistema de NF-ST se obtiene que la mayor disminución de la conductividad se consigue a través del proceso de filtración con membrana. Estudios previos, como el de Philips *et al.* (2003), muestran que los tratamientos biológicos, en general, presentan una baja tasa en la remoción de sales debido al mecanismo de oxidación que llevan a cabo. En la experimentación realizada, se observa este hecho al obtener remociones menores al 10% a través del sistema biológico (Figura 5.20); por su parte el proceso de filtración con membrana, aunque logra una mayor remoción, no alcanza porcentajes superiores al 20%.

El hecho de mantener el contenido de sales en el permeado, al no presentarse grandes cambios en la conductividad, permite reducir la necesidad futura de la remineralización del efluente al finalizar el tratamiento.

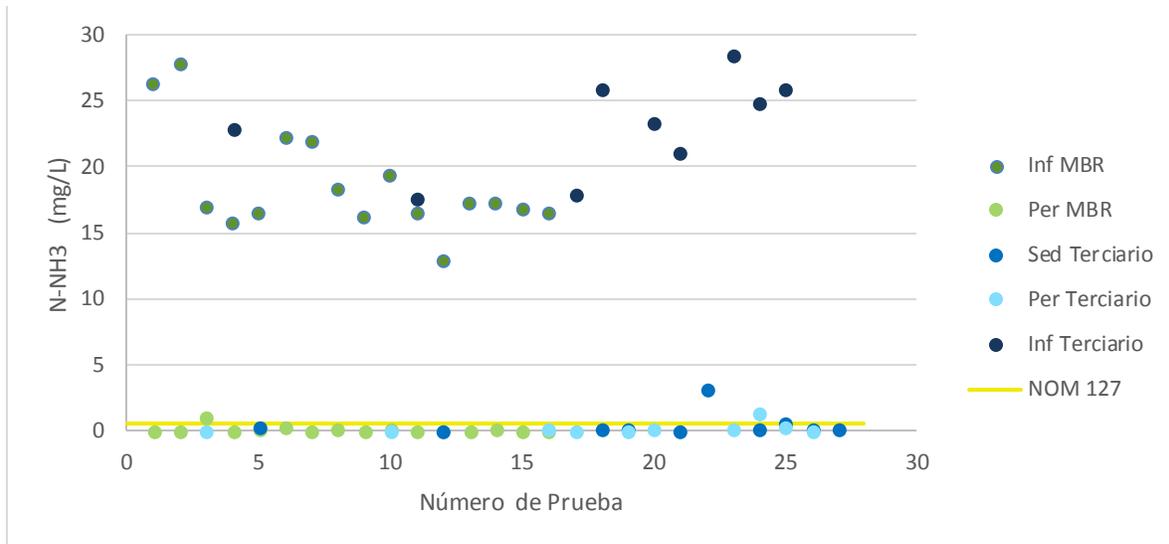


**Figura 5.20 Variación de la Conductividad en los procesos sMBR y NF-ST.**



### e) NITRÓGENO, EN SUS DIVERSAS FORMAS

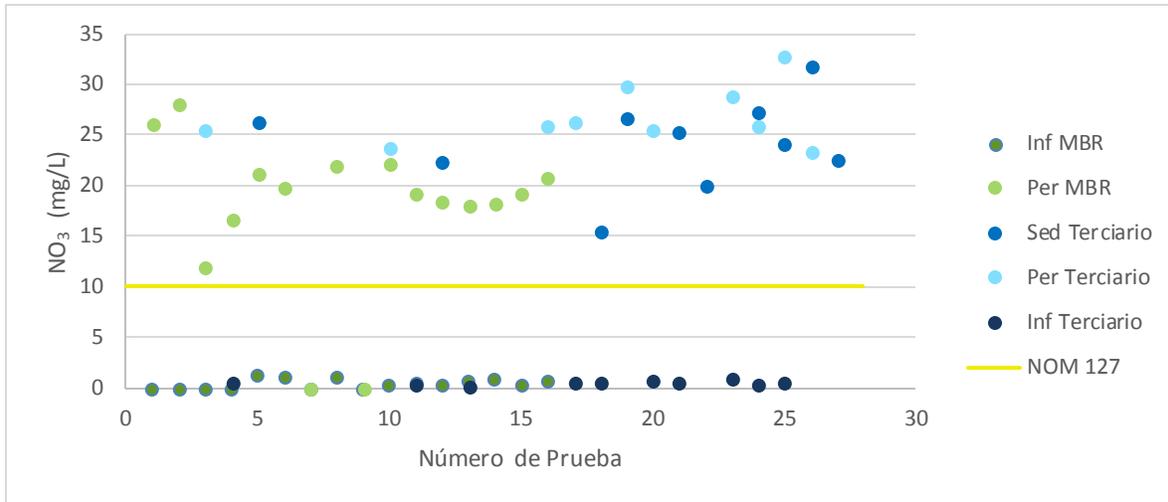
Con respecto al nitrógeno, la Figura 5.21 muestra que, para el caso del nitrógeno amoniacal  $N-NH_3$ , se alcanzaron remociones superiores al 99% en ambos sistemas lo cual se debe, básicamente, a la alta actividad nitrificante del reactor que permite la biodegradación del nitrógeno amoniacal a nitritos y posteriormente a nitratos (Figura 5.21).



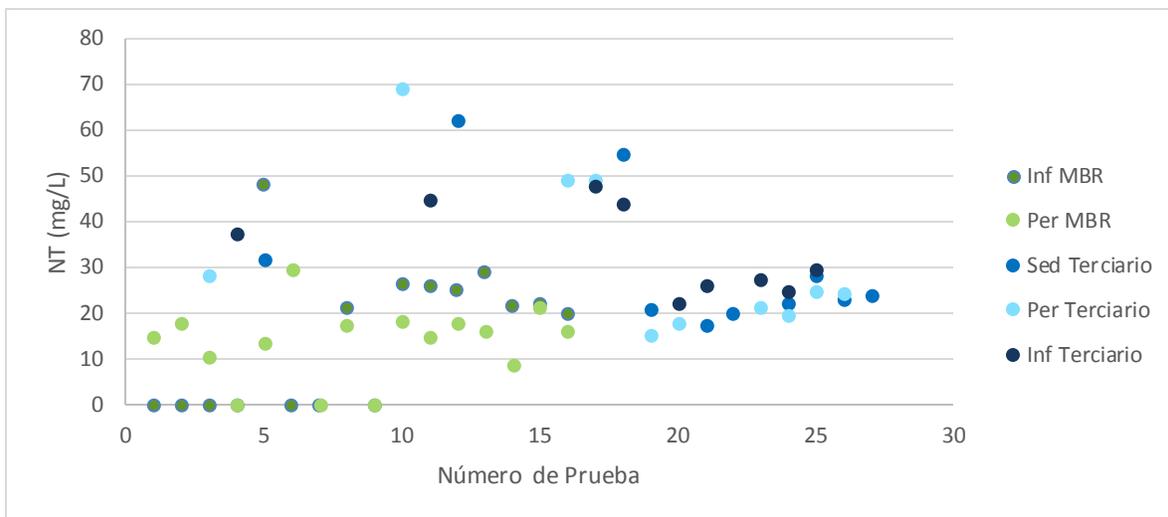
**Figura 5.21 Variación del Nitrógeno Amoniacal en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional (NOM-127-SSA1-1994).**

La buena actividad nitrificante, desarrollada dentro del reactor, gracias a la constante aireación y oxigenación del mismo, no se ve complementada por una desnitrificación, puesto que el reactor, por su tamaño y condiciones de operación, no permitió la presencia de una zona anóxica donde se llevara a cabo la biodegradación de los nitratos. Debido a este factor y a la baja capacidad de la membrana para la retención de iones, como los nitratos y nitritos, con tamaños de alrededor de 0.3 nm, el efluente presentó altos niveles de nitratos en ambos procesos de NF (Figura 5.22).

La alta concentración final de nitratos en el efluente, se ve igualmente reflejado en los bajos porcentajes de remoción de nitrógeno total alcanzados: 36.8% para el sMBR y 5.8% para la NF-ST (Figura 5.23). En el caso del sistema de sMBR se obtienen mejores porcentajes de remoción, debido a que, la biopelícula de ensuciamiento formada en la superficie de la membrana, permitió cierta biodegradación de los nitratos, alcanzando así un efluente de mejor calidad al que se logra con la NF-ST (WEF, 2012).



**Figura 5.22 Variación de los Nitratos en los procesos sMBR y NF-ST; comparación con la Normativa Nacional (NOM-127-SSA1-1994).**



**Figura 5.23 Variación del Nitrógeno Total en los procesos sMBR y NF-ST.**

En resumen a este análisis, en la Tabla 5.1 se muestran las magnitudes y concentraciones promedio de todos los parámetros fisicoquímicos evaluados. Igualmente se señalan los porcentajes de remoción obtenidos mediante cada sistema de NF; observándose que, la NF-ST presenta una mayor eficiencia en la remoción de la mayoría de los parámetros respecto al sMBR, siendo la excepción el nitrógeno total lo que se podría explicar debido a que en el sistema sMBR la biopelícula, formada sobre la membrana, colabora en la remoción de los nitratos dando como resultado un mayor porcentaje en la remoción del nitrógeno total.



**Tabla 5.1 Magnitudes, concentraciones y porcentajes promedio de remoción de parámetros fisicoquímicos en cada etapa de tratamiento de las configuraciones de SMBR y NF-ST.**

Parámetros Fisicoquímicos	Magnitudes y Concentraciones					% REMOCIÓN MBR	% REMOCIÓN TERCIARIO		
	INF MB	PER MBR	INF NF-ST	SED NF-ST	PER NF-ST	Total	Biológico-Clarificador	Clarificador-Membrana	Total
<b>pH</b>	7.4	7.2	7.4	7.4	7.6	2.2	0.2	-2.7	2.5
<b>Conductividad (μS/cm)</b>	673.5	538.1	838.7	756.2	630.8	20.1	9.8	16.6	24.8
<b>Abs (1/cm)</b>	0.4	0.1	0.3	0.2	0.1	78.1	53.1	81.7	91.4
<b>Transmitancia (%)</b>	35.4	78.9	63.3	77.6	94.5	55.2	18.5	17.9	33.0
<b>Color (Pl-Co)</b>	179.0	7.2	100.6	24.7	6.4	96.0	75.5	74.0	93.6
<b>Turbiedad (UTN)</b>	71.9	0.5	50.8	1.9	0.2	99.3	96.2	87.3	99.5
<b>COT (mg/L)</b>	92.8	24.7	205.5	15.0	11.5	73.4	92.7	23.3	94.4
<b>DQO (mg/L)</b>	187.4	19.6	419.8	33.6	13.1	89.6	92.0	61.0	96.9
<b>NT (mg/L)</b>	26.6	16.8	33.9	30.5	31.9	36.8	9.8	-4.5	5.8
<b>N-NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>	23.4	0.1	23.1	0.4	0.2	99.4	98.1	62.4	99.3
<b>NO<sub>3</sub> (mg/L)</b>	0.6	20.2	0.5	24.3	26.9				
<b>NO<sub>2</sub> (mg/L)</b>			0.4	0.1	0.2		67.2	-4.5	65.7



Finalmente, comparando las magnitudes y concentraciones obtenidas, en cada una de las etapas de los procesos de tratamiento evaluados, con los límites establecidos en las Normas Oficiales Mexicanas NOM-014-CONAGUA-2003 (Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada) y NOM-127-SSA1-1994 (Salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización), se obtiene que los parámetros que cumplieron con dicha normativa fueron: pH, conductividad, color, turbiedad y nitrógeno amoniacal (Tabla 5.2 y Figura 5.24).

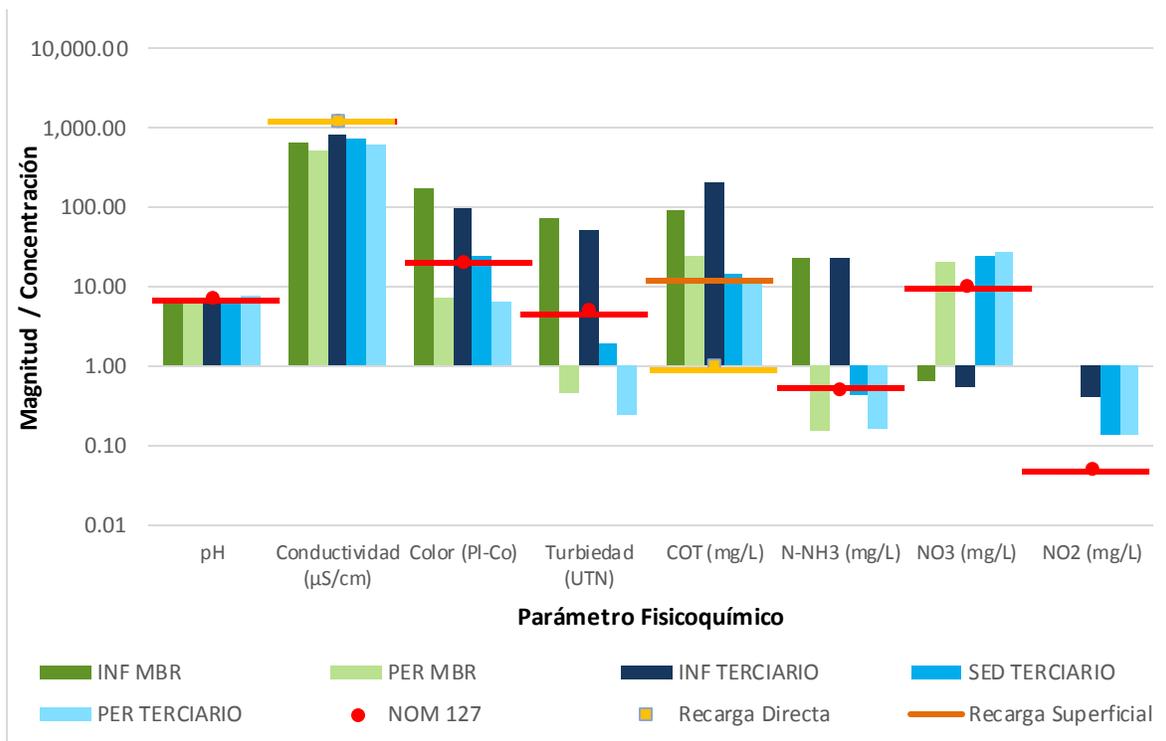
La concentración del COT resultó por arriba del límite que la NOM-014-CONAGUA-2003 de recarga superficial establece ( $\leq 16$  mg/L de COT). A través de las configuraciones de membrana propuestas se logran concentraciones finales de 24.7 mg/L para el sistema de sMBR; mientras que la NF-ST con una concentración final de 11.5 mg/L cumple con la norma de recarga superficial de acuíferos. En el caso particular del proceso de sMBR se recomendaría una aclimatación mayor de los lodos activados al tipo de agua influente, para de esta forma mejorar su capacidad de remoción del COT.

Por el contrario, los parámetros como el nitrógeno en forma de nitritos y nitratos rebasaron los límites permisibles que establece la NOM-127-SSA1-1994 (10 mg/L de nitratos y 0.5 mg/L de nitritos). Mediante ambas configuraciones de membrana se obtuvieron concentraciones finales altas: 0.14 mg/L de nitritos, y 20-26 mg/L de nitratos, debido a la deficiencia del reactor biológico de proveer condiciones anóxicas para el desarrollo de la desnitrificación. Se recomienda entonces que, para la implementación de algunas de las dos configuraciones de membrana, aquí propuestas, se establezcan condiciones de operación del reactor biológico propicias, que permitan la presencia de zonas anóxicas en las cuales pueda llevarse a cabo la biodegradación de nitritos y nitratos, disminuyendo así su concentración en el efluente final y de esta forma poder cumplir con la normativa nacional establecida, para el reúso eficiente (WEF, 2012).



**Tabla 5.2 Comparación de parámetros fisicoquímicos con lo establecido en la Normativa Nacional: NOM-127-SSA1-1994 y NOM-014-CONAGUA-2003.**

	Tratamientos Propuestos		NOM 127	NOM 014	
	Permeado sMBR	Permeado NF-ST	Consumo Humano	Recarga Directa	Recarga Superficial
<b>pH</b>	7.2	7.6	7		
<b>Conductividad (μS/cm)</b>	538.1	630.8	1200	1200	
<b>Abs (1/cm)</b>	0.1	0.1			
<b>Transmitancia (%)</b>	78.9	94.5			
<b>Color (Pl-Co)</b>	7.2	6.4	20		
<b>Turbiedad (UTN)</b>	0.5	0.2	5		
<b>COT (mg/L)</b>	24.7	11.5		1	16
<b>DQO (mg/L)</b>	19.6	13.1			
<b>NT (mg/L)</b>	16.8	31.9			
<b>N-NH3 (mg/L)</b>	0.1	0.2	0.5		
<b>NO3 (mg/L)</b>	20.2	26.9	10		
<b>NO2 (mg/L)</b>		0.1	0.05		



**Figura 5.24 Comparación de parámetros fisicoquímicos con lo establecido en la Normativa Nacional: NOM-127-SSA1-1994 y NOM-014-CONAGUA-2003.**



### 5.3.2.2. Microcontaminantes Orgánicos

Al evaluar el rendimiento de ambos sistemas de nanofiltración en la remoción de seis microcontaminantes orgánicos, seleccionados debido su alta y frecuente presencia en el agua residual de la Ciudad de México, y a que se cuenta con una técnica analítica para su detección y cuantificación; se obtuvieron, para ambas configuraciones de NF, remociones superiores al 90% para fármacos y al 80% para fenoles y otros compuestos, en su mayoría disruptores endocrinos.

Es importante indicar que, a pesar de que ambos sistemas de NF presentaron gran eficiencia en la remoción de dichos microcontaminantes orgánicos, solo en pocos casos se logró una eliminación total.

Para el análisis de los resultados obtenidos es necesario resaltar que, a diferencia de membranas de MF y UF que operan solo mediante el mecanismo de exclusión por tamaño, las membranas de NF, al igual que las de OI, implican el mecanismo de retención de difusión por cargas, con lo cual se logran remociones de iones multivalentes, compuestos orgánicos sintéticos y algunos compuestos monovalentes (WEF, 2012). Dado que el proceso de NF opera principalmente a través de difusión por cargas, se debe tomar en cuenta, además del tamaño de poro de la membrana ( $\approx 0.84\text{nm}$ ), su peso molecular de corte ( $\text{MWCO} \approx 200$  Dalton).

A continuación se presentan los resultados obtenidos de la evaluación de los microcontaminantes orgánicos en los dos sistemas de tratamiento propuestos (dieciséis mediciones puntuales del sistema sMBR y cinco mediciones de NF-ST).

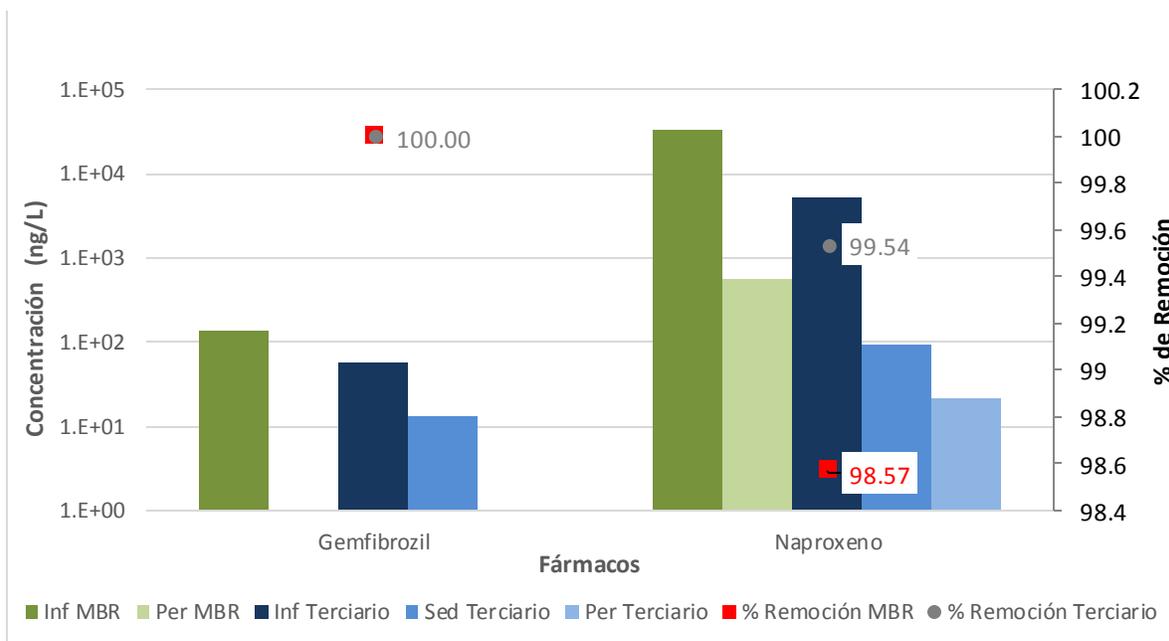


a) FÁRMACOS

Analizando la fracción ácida de los microcontaminantes orgánicos, es decir los fármacos, se observa que tanto el sMBR como la NF-ST tienen un desempeño favorable en la remoción del Gemfibrozil y Naproxeno, logrando porcentajes de remoción del 100% en ambas configuraciones de NF para el Gemfibrozil, y del 98.5% y 99.5% para el Naproxeno en el sMBR y NF-ST, respectivamente (Tabla 5.3 y Figura 5.25).

**Tabla 5.3 Concentración de fármacos en las distintas fases de los procesos sMBR y NF-ST; porcentajes de remoción.**

	%Remoción de cada Proceso		%Remoción Total	
	Gemfibrozil	Naproxeno	Gemfibrozil	Naproxeno
<b>Influyente MBR</b>	140.04	33655.31		
<b>Permeado MBR</b>	0	547.88	100	98.57
<b>Influyente Terciario</b>	58.30	5193.65		
<b>Sedimentador Terciario</b>	13.42	94.56	100	98.12
<b>Permeado Terciario</b>	0	21.27	100	59.32



**Figura 5.25 Concentración de fármacos en las distintas fases de los procesos sMBR y NF-ST; porcentajes de remoción de cada configuración.**



Evaluando detalladamente la NF-ST (Figura 5.26), se aprecia que el tratamiento biológico juega un papel importante en la remoción de los fármacos, puesto que, a través de él se logra la remoción de 100% de Gemfibrozil y 98% de Naproxeno, lo cual se puede deber a la alta susceptibilidad de biodegradación de dichos compuestos y, a la elevada capacidad del metabolismo de la biomasa para llevar a cabo su degradación, la cual fue obtenida gracias a la buena aclimatación de los lodos activados (Tambosi *et al.*, 2010).

De lo anterior, resalta la importancia del tratamiento biológico al aportar remociones superiores al 60% de la concentración inicial; mientras que el tratamiento por membrana es empleado para mejorar la calidad del efluente final, al actuar como barrera al remanente de contaminación del tratamiento biológico.

En el caso del Gemfibrozil, este hecho no es del todo notorio, ya que al lograrse una remoción total de este compuesto mediante el tratamiento biológico, la función de la membrana parece innecesaria. Sin embargo, como se puede apreciar en el Anexo 1 donde se muestran los resultados de todas las pruebas realizadas, se aprecia que durante la tercera corrida de la NF-ST, el tratamiento biológico tuvo un remanente considerable de Gemfibrozil el cual fue eliminado mediante el proceso de filtración, por lo cual se puede indicar que la eficiencia de la membrana de NF es alta en la remoción de Gemfibrozil (Reif *et al.*, 2013).

En el caso del Naproxeno, la eficiencia promedio de remoción del proceso biológico fue de 98%, aproximadamente, para posteriormente, mediante el proceso de filtración con una remoción del 60%, lograr la remoción total del 99.5% a través de la NF-ST. La alta eficiencia obtenida, mediante la filtración con membrana, puede deberse a que, a un pH de 7 las moléculas de Naproxeno, con un pka de 4.15, se encuentran completamente ionizadas, por lo que surge una interacción ion dipolo con la membrana que permite la retención del Naproxeno (La Farré *et al.*, 2008) (Figura 5.26).

Al comparar las remociones obtenidas para ambos fármacos, se observa que, mientras que para el Gemfibrozil, tanto el sMBR como la NF-ST, se permite la remoción total de dicho compuesto; para el caso del Naproxeno, la NF-ST permite una remoción mayor, con respecto al sMBR (NF-ST: 99.54%, sMBR: 98.57%). Esto se puede deber a que, en el sistema sMBR al formarse una capa de ensuciamiento inmediatamente al iniciarse la operación del mismo, las interacciones que surgen entre el Naproxeno y la membrana se ven afectadas por la presencia de la materia orgánica, disminuyéndose así la eficiencia en la retención de dicho compuesto (Reif *et al.*, 2013).

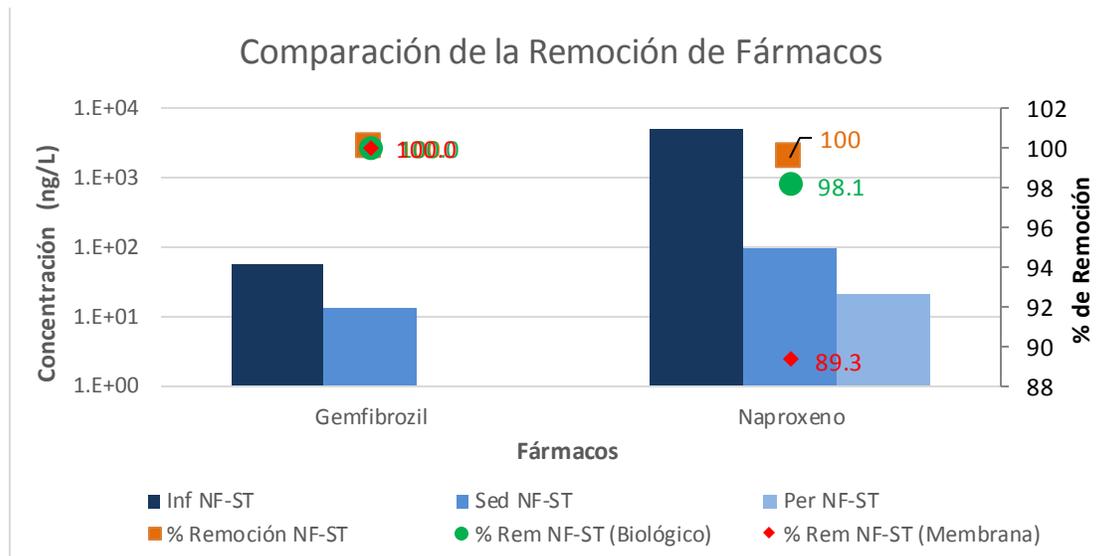


Figura 5.26 Análisis detallado de los porcentajes de remoción, de fármacos, logrados en cada fase del proceso NF-ST

### b) FENOLES Y OTROS COMPUESTOS DISRUPTORES ENDÓCRINOS

Del análisis de los compuestos fenólicos y potenciales disruptores endócrinos se puede apreciar que, ambas configuraciones de membrana (sMBR y NF-ST) permitieron lograr, al igual que para el caso de los fármacos, remociones superiores al 80% para la mayoría de los compuestos, a excepción del DEHF (Tabla 5.4 y Figura 5.27).

El Bisfenol-A, compuesto de mayor concentración en el agua influente, presenta remociones totales aceptables del 84% y 91% mediante el sMBR y NF-ST, respectivamente (Figura 5.27).

Analizándose detalladamente el proceso de NF-ST se aprecia que, en la remoción del Bisfenol-A, el tratamiento biológico es preponderante sobre el proceso de filtración; siendo, este segundo proceso, el pulidor de la calidad final del efluente (Figura 5.28). A pesar de que los porcentajes de remoción finales no son tan altos como los que se alcanzaron en el caso de los fármacos, al compararlos con la literatura, se aprecia que el porcentaje de remoción logrado en este experimento fue superior a los reportados por Chávez y Jiménez (2012), Pothitou & Voutsas (2008) y Radjenović *et al.* (2008).

En el caso del Bisfenol-A es claro que el sistema terciario permitió alcanzar un efluente de mejor calidad, esto se puede deber a la concentración inicial presente en el agua residual empleada para cada prueba. Mientras que para la experimentación con el sistema de sMBR el compuesto alcanzó concentraciones superiores a 37000 ng/L, mientras que con la NF-ST se reportaron concentraciones de apenas 1700 ng/L. Esta diferencia en las concentraciones del influente, se debe a la época del año en el que se tomaron las muestras. Normalmente en



épocas de estiaje las concentraciones de los compuestos aumentan, mientras que para las épocas de lluvias éstas disminuyen, debido a las diluciones que se presentan; ante una mayor concentración de Bisfenol-A en el influente del sistema sMBR, se puede suponer que los microorganismos del tratamiento biológicos realizaron la degradación del mismo hasta saturarse, y su remanente no fue totalmente retenido por la membrana; mientras que para la NF-ST, al existir una menor concentración de Bisfenol-A en el influente, la degradación biológica tuvo un mayor alcance.

Para el ButilBencil Ftalato, por otra parte, se logran altas remociones mediante ambos sistemas de Nanofiltración: 98% para el sMBR y 90% para la NF-ST (Figura 5.27). Sin embargo, del análisis de este segundo sistema de tratamiento, se puede apreciar un fenómeno interesante; de la Figura 5.28 se observa que, en un inicio mediante el tratamiento biológico, la concentración del BuBeF se logra reducir a 4ng/L; sin embargo, tras el proceso de filtración existe un repunte de dicho microcontaminante, obteniéndose un permeado final con una concentración de BuBeF mayor a 4 ng/L.

Este comportamiento de la concentración del BuBeF se analiza detenidamente en la Figura 5.29, donde se observa que, durante las primeras pruebas la concentración de BuBeF disminuye del proceso biológico al proceso de filtración, sin embargo, es en la tercera prueba donde se observa el repunte del compuesto debido a que, la capa de ensuciamiento donde se encuentra adsorbido este compuesto llega a un nivel de saturación, por lo cual ocurre la desorción del BuBeF y, en consecuencia de que el proceso de filtración no es capaz de retener el remanente total de BuBeF, la concentración final de mismo en el permeado incrementa (Guimarães *et al.*, 2012).

Para este compuesto en particular, no se observa un claro aporte del proceso de filtración en su remoción, por lo cual las concentraciones del efluente secundario y el efluente final presentan valores similares; esto puede llevar a suponer que existe una baja interacción entre este compuesto y la membrana.

Del grupo de plastificantes analizados, se observó que el DiEtilHexil Ftalato es el compuesto que representa la mayor dificultad para su remoción, en ambas configuraciones, lográndose un 85% de remoción mediante el sistema de sMBR y 66% a través de la NF-ST (Figura 5.27).

Se aprecia que para este compuesto, que es considerado uno de los microcontaminantes más peligrosos presentes tanto en el agua residual como en el agua residual tratada, debido a su alto potencial de disrupción endocrina en seres humanos (Kümmerer, 2011), el tratamiento biológico no tiene gran aporte para su remoción, siendo la filtración con membrana, el proceso que permitió una mayor disminución en su concentración, lo cual puede deberse a una asociación entre el DEHF y la membrana, pues de acuerdo con Guimarães *et al.* (2012) los Ftalatos tienen una tendencia de adsorción en membranas de ultrafiltración, por lo cual se puede pensar que un fenómeno de dicha naturaleza podría estar ocurriendo con la membrana de nanofiltración y el DEHF.



El factor que puede estar beneficiando a que el sistema sMBR permita una mayor remoción de este compuesto son las interacciones que pueden surgir entre la membrana, el ensuciamiento por biomasa y este compuesto.

Finalmente del análisis de la hormona, Estradiol, se observó una alta remoción (98%) mediante el sistema sMBR (Figura 5.27). Para el caso de la NF-ST no se obtuvieron datos ya que la concentración de estradiol se detectó por debajo del límite de detección de la técnica (0.005 ng/L) (Gibson *et al.*, 2007).

**Tabla 5.4 Concentración de plastificantes y hormonas en las distintas fases de los procesos sMBR y NF-ST; porcentajes de remoción**

Concentración (ng/L)	BISFENOL-A	BuBeF	DEHF	ESTRADIOL	BISFENOL-A	BuBeF	DEHF	ESTRADIOL
<b>Influente MBR</b>	37642.49	186.80	1989.23	492.64	83.64	98.18	85.50	97.93
<b>Permeado MBR</b>	1203.84	1.433	195.07	14.72				
<b>Influente Terciario</b>	1766.80	59.83	9528.44		75.94	91.77	30.99	
<b>Sedimentador Terciario</b>	424.95	4.91	6575.49		63.24	-19.59	51.44	
<b>Permeado Terciario</b>	156.17	5.88	3192.64		91.16	90.16	66.49	

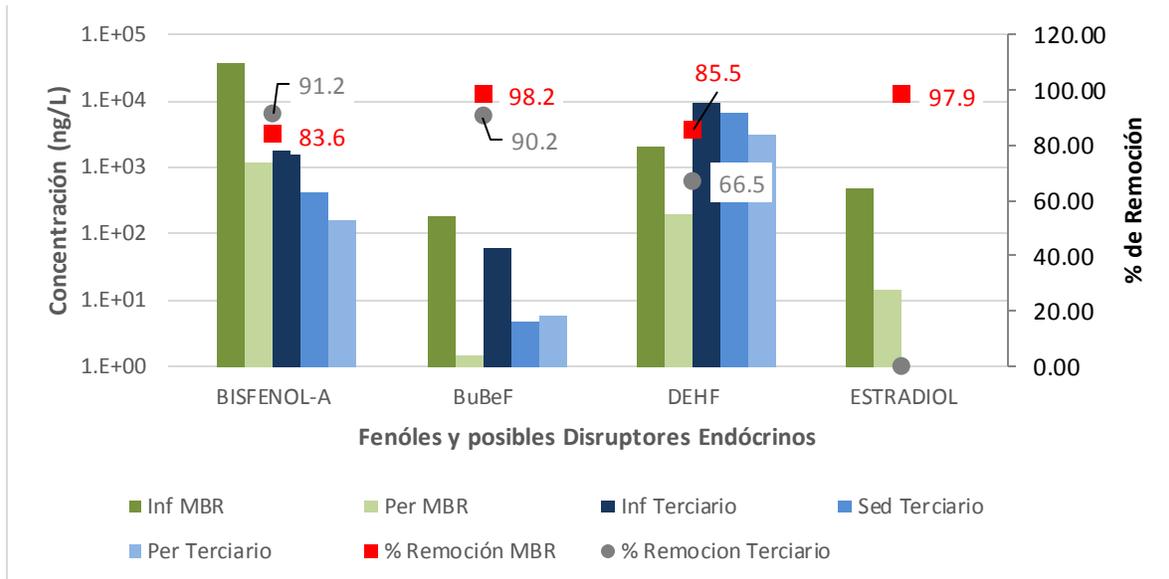


Figura 5.27 Concentración de plastificantes y hormona en las distintas fases de los procesos sMBR y NF-ST; porcentajes de remoción de cada configuración.

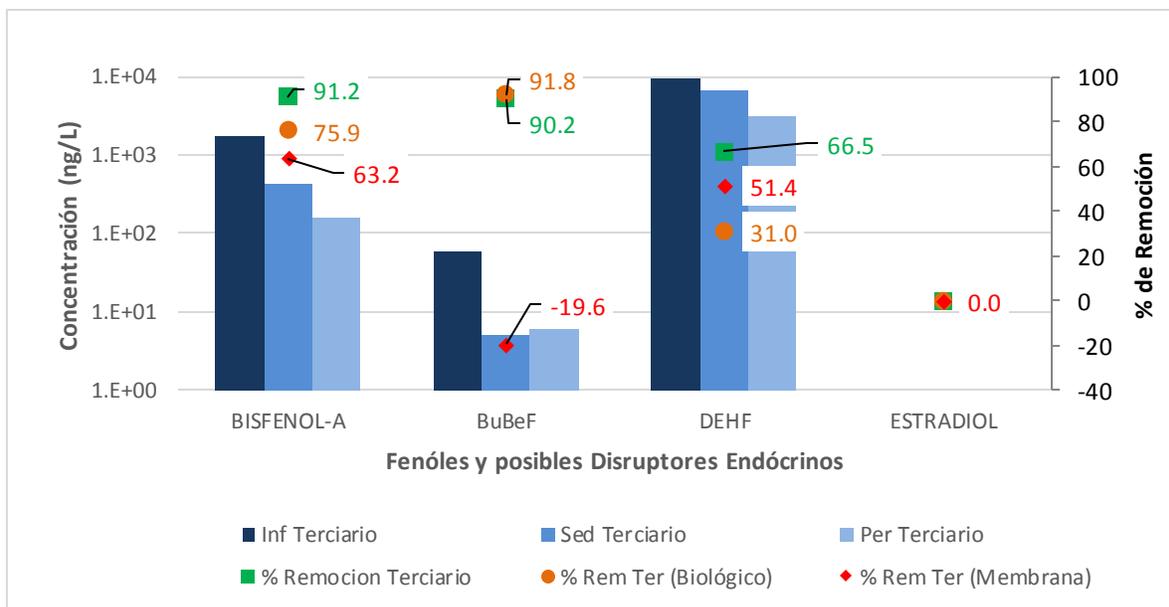
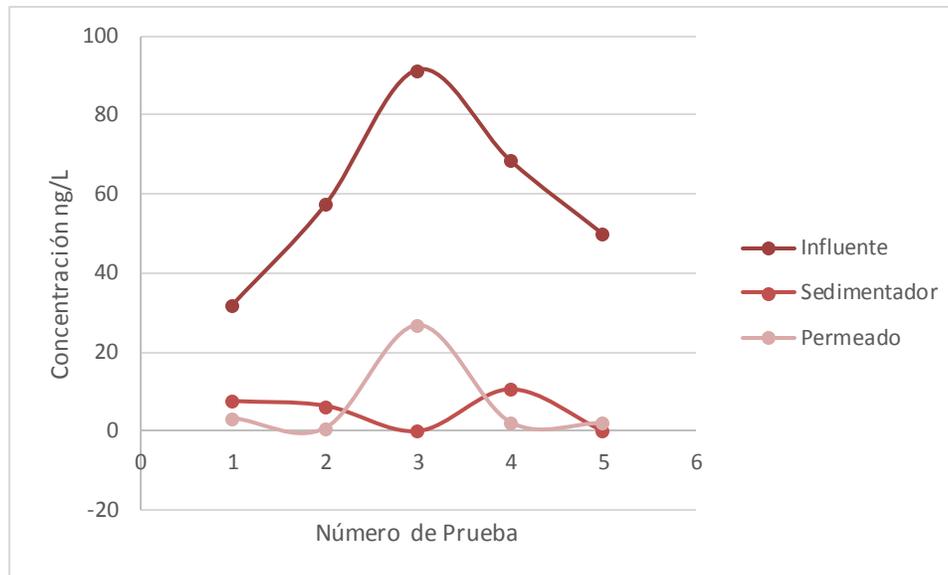


Figura 5.28 Análisis detallado de los porcentajes de remoción, de plastificantes y hormona, logrados en cada fase del proceso NF-ST



**Figura 5.29** Análisis detallado de la variación del BuBeF a lo largo del proceso de NF-ST

Comparando los porcentajes de remoción obtenidos, con los reportados en la literatura (Tabla 5.5), se puede apreciar que ambas configuraciones de NF aportan remociones similares o superiores a las reportadas, a excepción del DEHF, en cuyo caso las remociones obtenidas por el sistema biológico fueron mínimas, lo cual se puede deber a una baja aclimatación del consorcio microbiano para este compuesto (Tambosi *et al.*, 2010). Es importante resaltar que, compuestos con estructura similar al DEHF requieren de lodos activados bien aclimatados para lograr remociones de apenas 50%, a diferencia de los fármacos que muestran una mayor afinidad a la biodegradación. Por ello, se puntualiza que en especial, para la remoción de los plastificantes, un proceso de nanofiltración aumenta la capacidad del tratamiento al lograr un efluente con menores concentraciones de dichos compuestos (Pothitou & Voutsas, 2008).

Con los resultados obtenidos, se puede destacar la eficiencia de los sistemas propuestos, a escala laboratorio, estableciendo que mientras para los Ftalatos y la hormona se obtienen mejores resultados mediante un proceso de SBR; para el caso de los fármacos y el Bisfenol-A un proceso de NF-ST provee de mejores resultados. A de señalarse, sin embargo, que ambos sistemas proveen de eficiencias aceptables y comparables con la literatura (Deblond, 2011; Chavez *et al.*, 2011; Pothitou & Voutsas, 2008; Radjenović *et al.*, 2008; Yoon *et al.*, 2007; Verliefde *et al.*, 2007).



**Tabla 5.5 Comparación de los porcentajes de remoción obtenidos mediante los tratamientos de NF propuestos y los reportados en la literatura**

Compuesto	MBR	NF-ST	NF-ST (Biológico)	NF-ST (Membrana)	Tratamiento Biológico (Deblond, 2011) *(Chavez, et al., 2012) **(Pothitou et al., 2008)	Nanofiltración (Radjenović et al., 2008) *(Yoon et al., 2007) **(Verliefde et al., 2007)
<b>Gemfibrozil</b>	100	100	100	100	51.5	57.48 *
<b>Naproxeno</b>	98.57	99.54	98.12	59.33	81.2	92 *
<b>Estradiol</b>	97.94	ND	ND	ND	ND	38 *
<b>Bisfenol-A</b>	83.65	91.16	75.95	63.25	71.5 , 50*	85 **
<b>BuBeF</b>	98.18	90.17	91.78	-19.60	92.4	NR
<b>DEHF</b>	85.51	66.49	30.99	51.45	90.2	NR

ND: No Detectado

NR: No Reportado

### 5.3.2.2.1. Balance de Masas

Para conocer la aportación de cada fase de los tratamientos propuestos en la remoción de dichos microcontaminantes orgánicos, se realizó un balance de masas dinámico de dos corridas del proceso sMBR (sMBR 12-14 y 14-16) y una corrida de la NF-ST (NF-ST 1-3).

Una vez determinadas las concentraciones de los microcontaminantes orgánicos, en los distintos puntos del proceso (influyente, sedimentador secundario en el caso de la NF-ST, permeado, rechazo, lodos activados y membrana), y los gastos de entrada, se calculó el gasto másico (Ecuación 5.2).

$$Q_{\text{másico}} \left[ \frac{\text{ng}}{\text{min}} \right] = Q \left[ \frac{\text{L}}{\text{min}} \right] * X \left[ \frac{\text{ng}}{\text{L}} \right] \quad \dots \quad (5.2)$$

Donde,

Q<sub>másico</sub>: masa de cada compuesto a través de cada proceso del tratamiento

Q: gasto de entrada en cada proceso del tratamiento

X: concentración de cada compuesto en un litro de muestra



Para realizar el balance de masas dinámico, se debe tomar en cuenta la duración total de la operación de cada proceso (24 días para sMBR 12-14; 11 días para sMBR 14-16; y 18 días para la NF-ST 1-3), el cual, al ser multiplicado por el gasto másico, arroja la masa de cada compuesto en el agua (Ecuación 5.3).

$$\text{Masa}[\text{ng}] = Q_{\text{másico}} \left[ \frac{\text{ng}}{\text{min}} \right] * \text{tiempo} [\text{min}] \quad \dots \quad (5.3)$$

Con dicho valor, se calcularon los porcentajes de remoción en las distintas fases de cada proceso; para ello, se emplearon las fórmulas sugeridas en la Tabla 5.6:

**Tabla 5.6 Fórmulas para calcular los porcentajes de remoción dados por los distintos procesos.**

Porcentajes	Fórmula
% de Remoción Biológica	$= \frac{I_n - S_n}{I_n} * 100$
% Remanente del tratamiento Biológico	$= 100 - \left( \frac{I_n - S_n}{I_n} * 100 \right)$
% Biotransformación	$= \left( \frac{(L_1 + I_1) - (L_2 + I_2)}{(L_1 + I_1)} \right) * 100$
% Adsorción-Desorción en Lodos	$= \% \text{Remoción}_{\text{Biológica}} - \% \text{Biotransformación}$
% Remoción por Membrana	$= \frac{S_n - P_n}{S_n} * 100$
% Remanente de la Filtración con Membrana	$= 100 - \left( \frac{S_n - P_n}{S_n} * 100 \right)$
% Rechazo de Membrana	$= \frac{R_n}{S_n} * 100$
% Adsorción-Desorción en Membrana	$= \frac{M_n}{S_n} * 100$

En la Tabla 5.7, se muestran los valores de las masas de los microcontaminantes orgánicos, presentes en cada fase del proceso, con los cuales se realizó el balance de masas dinámico empleando las fórmulas antes indicadas.

Para realizar el balance de masas del proceso sMBR el cual es un proceso continuo en el que, debido a que el agua pasa directamente del tratamiento biológico al módulo de filtración, no se cuentan con mediciones puntuales de las concentraciones de los microcontaminantes posterior al tratamiento biológico se considera, para el balance de masas, los mismos porcentajes de remoción del tratamiento biológico obtenidos durante la experimentación de la NF-ST.



**Tabla 5.7 Masas en ng de los microcontaminantes orgánicos presentes en cada fase de las configuraciones de MBR y NF-ST.**

<b>MBR 12 - MBR 14</b>						
<b>MBR 12</b>						
<b>Compuestos</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente de Biorreactor</b>	<b>Permeado</b>	<b>Rechazo</b>	<b>Lodos</b>	<b>Membrana</b>
<b>Gemfibrozil</b>	0.001	0.000	0.000	0.000	0.026	0.000
<b>Naproxeno</b>	0.261	0.002	0.002	0.018	0.000	0.000
<b>Bisfenol-A</b>	0.102	0.022	0.027	0.362	0.000	0.011
<b>BuBeF</b>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.071	0.000
<b>DEHF</b>	0.062	0.039	0.001	0.028	4.166	0.006
<b>Estradiol</b>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<b>MBR 14</b>						
<b>Compuestos</b>	<b>Influente</b>	<b>Efluente de Biorreactor</b>	<b>Permeado</b>	<b>Rechazo</b>	<b>Lodos</b>	<b>Membrana</b>
<b>Gemfibrozil</b>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<b>Naproxeno</b>	0.498	0.023	0.002	0.004	0.000	0.001
<b>Bisfenol-A</b>	2.385	0.769	0.093	0.105	0.000	0.011
<b>BuBeF</b>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<b>DEHF</b>	0.054	0.003	0.003	0.017	4.651	0.006
<b>Estradiol</b>	0.149	0.149	0.009	0.000	0.000	0.000
<b>NF-ST</b>						
<b>NF-ST 1</b>						
<b>Compuestos</b>	<b>Influente</b>	<b>Sedimentador</b>	<b>Permeado</b>	<b>Rechazo</b>	<b>Lodos</b>	<b>Membrana</b>
<b>Gemfibrozil</b>	0.006	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<b>Naproxeno</b>	0.627	0.005	0.000	0.005	0.105	0.000
<b>Bisfenol-A</b>	0.135	0.028	0.010	0.010	0.000	0.008
<b>BuBeF</b>	0.003	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000
<b>DEHF</b>	0.764	0.476	0.033	0.440	5.025	0.003
<b>Estradiol</b>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
<b>NF-ST 3</b>						
<b>Compuestos</b>	<b>Influente</b>	<b>Sedimentador</b>	<b>Permeado</b>	<b>Rechazo</b>	<b>Lodos</b>	<b>Membrana</b>
<b>Gemfibrozil</b>	0.004	0.005	0.000	0.005	0.000	0.000
<b>Naproxeno</b>	0.408	0.019	0.001	0.018	0.018	0.000
<b>Bisfenol-A</b>	0.178	0.057	0.003	0.048	0.000	0.006
<b>BuBeF</b>	0.007	0.000	0.002	0.000	0.000	0.000
<b>DEHF</b>	0.607	0.032	0.549	0.000	3.973	0.004
<b>Estradiol</b>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000



Los resultados de los cálculos antes descritos se muestran en la Tabla 5.8, donde se enlistan los porcentajes de remoción obtenidos mediante el tratamiento biológico y el proceso de filtración con membrana. De igual forma se desglosa cada porcentaje de remoción, permitiendo de esta forma, analizar las rutas de remoción de los microcontaminantes ya sea mediante biotransformación, adsorción y/o desorción por lodos activados, o bien, rechazo y/o adsorción en membrana.

Así mismo, se puede observar que para el caso de los fármacos, como ya se indicó en párrafos anteriores, es el tratamiento biológico, a través del cual se logran remociones superiores al 95% tanto para el Gemfibrozil como para Naproxeno. Ambos compuestos con características hidrofílicas son, en su mayoría, adsorbidos en los lodos, por lo cual se plantea (en estudios posteriores) monitorear la capacidad máxima de los lodos para adsorber dichos compuestos, pues en caso de presentarse la saturación de los mismos podría darse un fenómeno de desorción y su remoción dependería tan solo de la capacidad de la membrana. Por su parte los procesos de biodegradación y/o biotransformación de estos compuestos en los lodos no es mayor al 25% para el caso del Gemfibrozil y del 45% para el Naproxeno.

En el proceso de filtración, del remanente de fármacos obtenido en el tratamiento biológico, se alcanzaron remociones superiores al 90%; observándose que la ruta de eliminación de estos compuestos es, en su mayoría, a través de la retención de los mismos los cuales a pesar de tener pesos moleculares menores al tamaño de corte molecular promedio de la membrana (Gemfibrozil 250.3 g/mol y Naproxeno 230.2 g/mol), son retenidos y concentrados en el rechazo debido, principalmente, al fenómeno de repulsión por cargas que se presenta entre la membrana y dichos compuestos (Verliefde *et al.*, 2007).

Respecto a los plastificantes y potenciales disruptores endócrinos, se observa que se logran altas tasas de remoción mediante el tratamiento biológico, que aunque no fueron tan elevadas como para el caso de los fármacos, debido a la dificultad que representan estos compuestos a ser biodegradados-biotransformados. Los niveles de remoción alcanzados son comparables e incluso superiores a los que se reportan en la literatura (Deblond, 2011), (Chavez *et al.*, 2011), (Pothitou & Voutsas, 2008), (Radjenović *et al.*, 2008), (Yoon *et al.*, 2007), (Verliefde *et al.*, 2007); esto, posiblemente, gracias a la previa aclimatación de los lodos activados a dichos compuestos.

El remanente del tratamiento biológico es posteriormente filtrado, obteniendo así remociones igualmente altas para el Bisfenol-A y el DEHF, aunque ligeramente más bajas para el caso del BuBeF, compuesto del cual, por mediciones previas, se puede asumir presenta una desorción de los lodos activados, al tiempo que la membrana no cuenta con la capacidad suficiente para realizar su completa remoción.



En el caso del Bisfenol-A y el DEHF se aprecia que, al igual que en el caso de los fármacos, su eliminación más que basarse en la extrusión por tamaños, se basa en la retención debido a las interacciones dadas entre los compuestos y la membrana; en este caso en particular, y que de acuerdo con Verliefde *et al.* (2007) la remoción de dichos compuestos en el proceso de Nanofiltración se debe a la adsorción hidrófoba, como una función del coeficiente de reparto octanol-agua entre los compuestos hidrófobos y membrana hidrófoba porosa, durante la filtración de membrana (Yoon *et al.*, 2007).

Xu *et al.* (2006); Bellona & Drewes (2005); Vergili (2013); Nghiem (2005) señalan que una de las principales rutas de remoción de estos microcontaminantes orgánicos puede ser su adsorción en la membrana y/o en la biopelícula que se forma sobre ella, aunque también resulta claro que el grado de adsorción depende de la afinidad que presente cada compuesto a la biopelícula y/o a la membrana de nanofiltración.

De los compuestos estudiados se observa que el Bisfenol-A es el compuesto que presenta mayor afinidad a la membrana, lo cual permite porcentajes de adsorción superiores al 10%; dicho valor, que podría ser considerado como bajo, es una fracción representativa de la remoción total lograda mediante el proceso de nanofiltración.

Para el caso del Estradiol, no se cuentan con datos concretos sobre las rutas de su remoción, debido a que dicho compuesto, no fue detectado en las muestras utilizadas en el presente estudio.



**Tabla 5.8 Porcentajes de remoción obtenidos mediante el tratamiento biológico y el proceso de nanofiltración, dispuestos en configuraciones de SMBR y NF-ST**

<b>MBR 12-14-16</b>								
<b>Compuestos</b>	<b>Biológico</b>				<b>Membrana</b>			
	%remoción biológica	% Remanente	% Bio-transformación	% Ads-Des	%Remoción Membrana	%Remanente membrana	%Rechazo	%Ad-des Membrana
<b>Gemfibrozil</b>	100	0	18.58	81.42	100	0	100	0
<b>Naproxeno</b>	97.31	2.69	30.14	67.16	93.41	6.59	92.62	5.24
<b>Bisfenol-A</b>	73.35	26.65	0	73.35	87.85	12.15	77.78	26.87
<b>BuBeF</b>	89.06	10.94	0	89.06	0	100	0	0
<b>DEHF</b>	94.72	5.28	0	94.72	87.95	12.05	69.67	18.28
<b>Estradiol</b>	0	0	0	0	0	0	0	0

<b>NF 1-3</b>								
<b>Compuestos</b>	<b>Biológico</b>				<b>Membrana</b>			
	%remoción biológica	% Remanente	% Bio-transformación	% Ads-Des	%Remoción Membrana	%Remanente membrana	%Rechazo	%Ad-des Membrana
<b>Gemfibrozil</b>	100	0	25.07	74.93	100	0	100	0
<b>Naproxeno</b>	97.31	2.69	41.75	55.56	93.31	6.69	92.51	0.80
<b>Bisfenol-A</b>	73.35	26.65	0	73.35	94.71	5.29	83.83	10.88
<b>BuBeF</b>	89.06	10.94	0	89.06	56.71	43.29	54.75	1.95
<b>DEHF</b>	94.72	5.28	20.88	73.84	93.16	6.84	92.46	0.70
<b>Estradiol</b>	0	0	0	0	0	0	0	0



### 5.3.2.3. Parámetros Microbiológicos

Con el propósito de evaluar la eficiencia de la membrana de Nanofiltración en el tratamiento de agua residual, se llevaron a cabo tres mediciones puntuales de las características microbiológicas para cada proceso de la configuración de NF-ST.

De las pruebas realizadas, en una primera etapa, se obtuvieron permeados libres de bacterias como *Streptococos* y *Salmonella* spp., pero no así para el caso de coliformes fecales, bacterias heterotróficas y esporas de *Clostridium Perfringens* (Tabla 5.9); virus, protozoos (Tabla 5.10) y Helmintos (Tabla 5.11).

**Tabla 5.9 Concentraciones y porcentajes de remoción de bacterias presentes en cada fase de la configuración de NF-ST.**

	Concentraciones			% Remoción		% Remoción Total
	INFLUENTE	SEDIMENTADOR	PERMEADO	Biológico	Membrana	
<b>Coliformes Fecales</b>	6.94	4.08	0.39	41.23	90.44	94.45
<b><i>Streptococos</i> fecales</b>	5.64	2.79	0	50.49	100	100
<b><i>Salmonella</i> spp.</b>	5.18	2.65	0	48.82	100	100
<b>Bacterias Heterotróficas</b>	5.92	3.66	1.26	38.11	65.56	78.71
<b>Esporas de <i>Clostridium perfringens</i></b>	5.37	3.33	0.52	38.08	84.40	90.35

**Tabla 5.10 Concentraciones y porcentajes de remoción de virus y protozoos presentes en cada fase de la configuración de NF-ST.**

	Concentraciones			% Remoción		% Remoción Total
	INFLUENTE	SEDIMENTADOR	PERMEADO	Biológico	Membrana	
<b>Bacteriófagos</b>	5.63	3.76	0.73	33.3	80.7	87.1
<b><i>Giardia</i> (Quistes/L)</b>	2.01	1.15	0.20	42.7	82.6	90.0
<b><i>Cryptosporidium</i> (Ooquistes/L)</b>	1.81	0.91	0.22	49.9	76.0	88.0



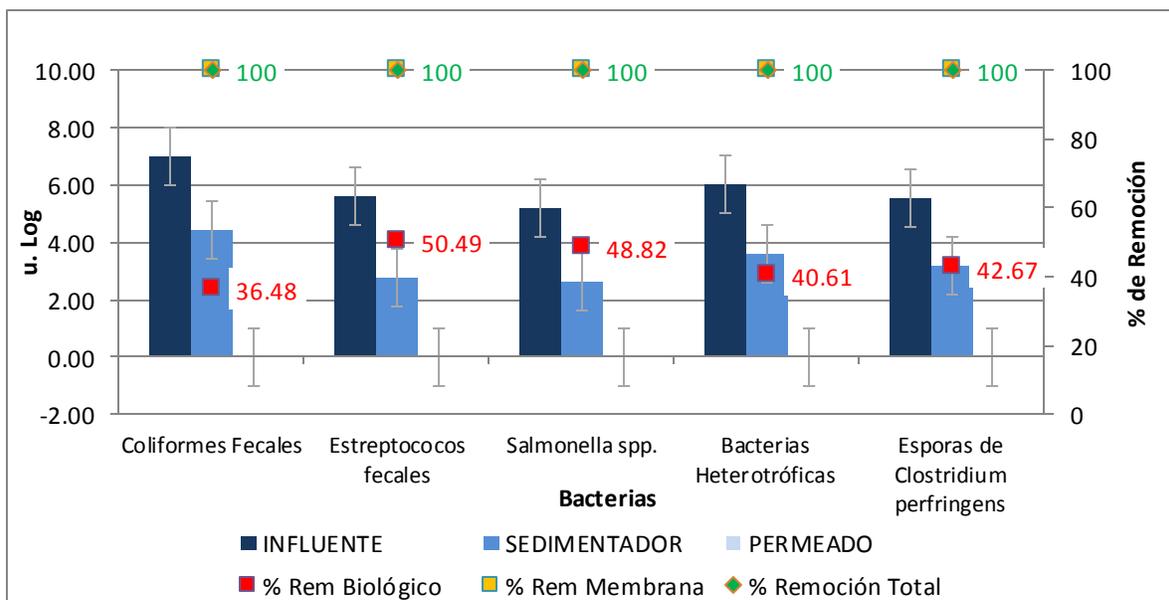
**Tabla 5.11 Concentraciones y porcentajes de remoción de Huevos del Helmitos presentes en cada fase de la configuración de NF-ST.**

	Concentraciones			% Remoción		% Remoción Total
	INFLUENTE	SEDIMENTADOR	PERMEADO	Biológico	Membrana	
<b>Huevos de Helmitos (HH/L)</b>	3.10	1.90	0.40	38.7	78.9	87.1

El análisis de los resultados obtenidos, en la primera etapa de remoción, referentes a los remanentes microbiológicos observados, incongruentes al tamaño de poro de la membrana empleada (0.84 nm), arrojó, que durante la instalación y operación del módulo de membrana esta fue dañada, presentando rasgaduras, con lo cual sus propiedades de retención se vieron limitadas. Detectada dicha situación, se procedió a su corrección inmediata y se mantuvo una vigilancia constante y durante todo el proceso.

Las medidas correctivas aplicadas fueron: la adaptación de una malla perimetral a la membrana, que permitió un mejor sellado, logrando así mejorar su desempeño al evitar la rasgadura de la membrana.

Tales medidas permitieron obtener permeados 100% libres de contaminantes microbiológicos, cumpliendo así con los límites máximos permisibles establecidos por parte de las normas NOM-127-SSA1-1994 y NOM-014-CONAGUA-2003 (Figuras 5.30, 5.31 y 5.32).



**Figura 5.30 Concentraciones y porcentajes de remoción de bacterias presentes en cada fase de la configuración de NF-ST.**

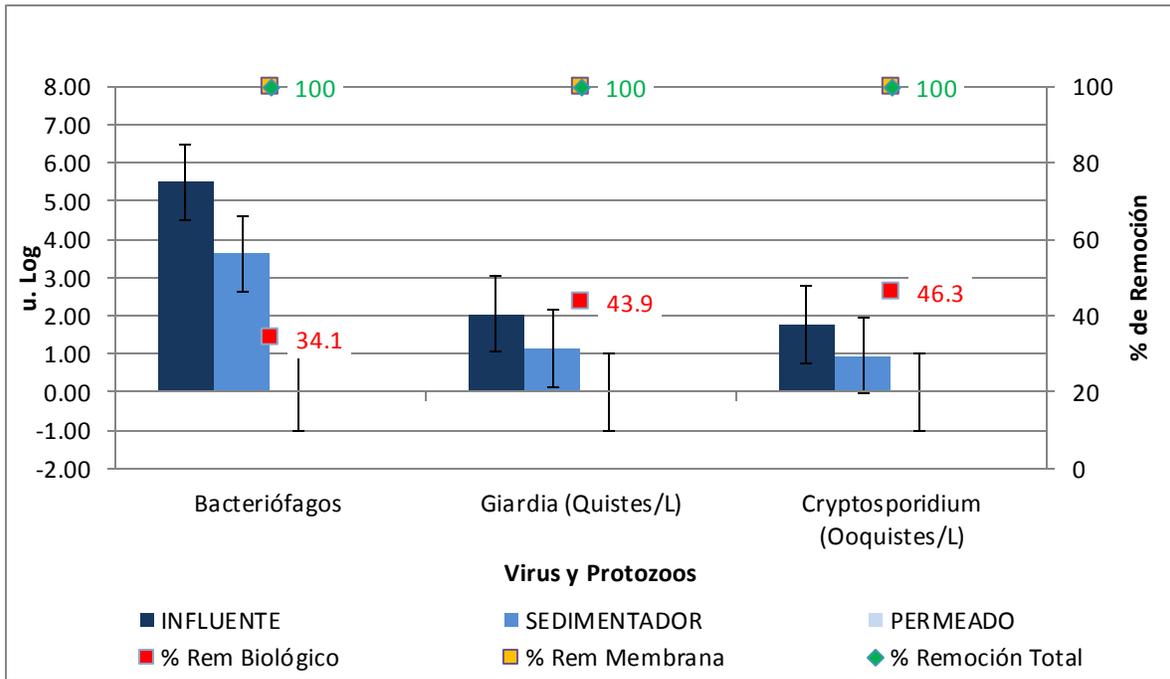


Figura 5.31 Concentraciones y porcentajes de remoción de virus y protozoos presentes en cada fase de la configuración de NF-ST.

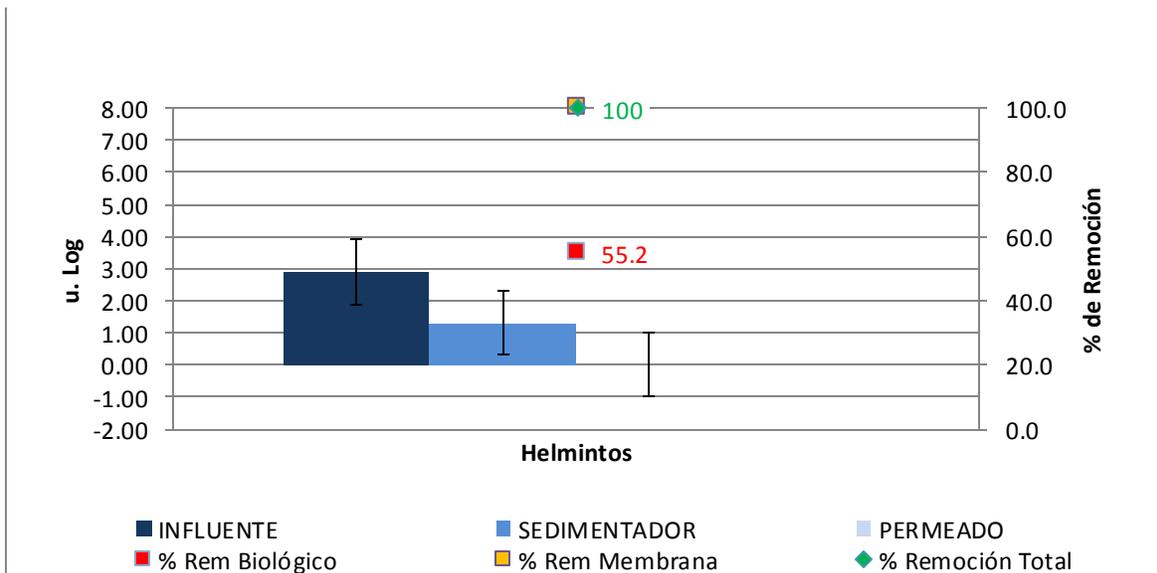


Figura 5.32 Concentraciones y porcentajes de remoción de Huevos de Helminto presentes en cada fase de la configuración de NF-ST.



### 5.3.3. Análisis de Costos

En la realización de cualquier proyecto, un factor importante a considerar son los costos de inversión, operación y mantenimiento de la obra. A pesar de que el análisis de costos, de ambas configuraciones de membrana, no constituye un objetivo central de este trabajo, fue importante realizar la evaluación de los mismos para contar con una comparación integral costo-beneficio de las dos alternativas de tratamiento propuestas.

La estimación incluyó costos de inversión, operación y mantenimiento de dos PTAR, cada una, bajo uno de los esquemas de tratamiento de NF analizados a lo largo de este trabajo: un biorreactor con membrana externa (sMBR) y la Nanofiltración dispuesta como un tratamiento terciario (NF-ST).

Para dicha estimación, se supuso el diseño de dos plantas de tratamiento, cada cual con una capacidad de 1 m<sup>3</sup>/s, para lo cual se requiere una presión de 5 bar en el módulo de membrana que permita mantener un flux sostenible de 7 L/m<sup>2</sup>h.

Los costos de construcción, operación y mantenimiento de las unidades requeridas para el tratamiento biológico, fueron estimados a partir del “Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento” (CONAGUA, 2007). Para la estimación de costos del proceso de filtración, se tomó como base las consideraciones planteadas por Mohammad *et al.* (2007) (Tabla 5.12 y 5.13).

**Tabla 5.12 Lista de ecuaciones para el modelo de costo capital de un proceso de filtración con membrana (Mohammad *et al.*, 2007)**

Concepto	Fórmula
Construcción civil	$C_{civil} = 862 QF + 1239 n$
Equipos mecánicos	$C_{mech} = 3608 QF^{0.85} + 908 n$
Equipos eléctricos, suministro de energía, controles	$C_{electro} = 14 \times 10^6 + 54 PQF$
Módulos de membrana	$C_{membrane} = \$n$

**Tabla 5.13 Lista de ecuaciones para el modelo de costos de operación y mantenimiento de un proceso de filtración con membrana (Mohammad *et al.*, 2007)**

Concepto	Fórmula
Costo lavado químico	$C_{chemical} = QF \cdot 0.023$
Costo de mantenimiento	$C_{maint} = 0.02 \cdot C_{capital}$
Costo de control de calidad	$C_{quality\ control} = 0.02 \cdot C_{capital}$
Costo de operación	$C_{operation} = 0.02 \cdot C_{capital}$

Donde:

QF=gasto de permeado igual a 1 m<sup>3</sup>/s.

P=presión de operación del módulo de membrana igual a 5 bar.

n=número de unidades de membrana requeridas.



Para la estimación de costos se propuso emplear módulos de membrana NF270-400 (membrana en espiral), que cuentan con un área de contacto de 37 m<sup>2</sup>, operando a flux sostenible de 7 L/m<sup>2</sup>h.; por lo que, para tratar 1 m<sup>3</sup>/s de agua residual se requerirían 13,900 unidades de membrana (precio por unidad: 11,875 pesos).

La inversión capital resultó aproximadamente 6.22% mayor para el caso de la implementación de un proceso con NF-ST respecto a un proceso de SMBR. Esto es de esperarse, debido a que la NF-ST requiere de un mayor terreno para la implementación de un sedimentador secundario, incluido entre las unidades del bioreactor y los módulos de filtración.

Al eliminar la unidad de sedimentación en el proceso de SMBR, el terreno requerido será menor, reduciendo así el costo de predio, además de que se eliminan los costos de construcción de dicha unidad.

El desglose de los costos de construcción de las unidades de tratamiento requeridas para conformar cada uno de los trenes de tratamiento propuestos, se señalan en la Tabla 5.14, mostrándose al final de la misma, el capital total estimado para realizar la construcción de cada tipo de configuración de tratamiento.

**Tabla 5.14 Capital de Inversión para la construcción de dos PTAR siguiendo los esquemas de tratamiento de SMBR y de NF-ST (Costos referidos en pesos al 2013).**

Tratamiento Biológico		
Concepto	MBR	NF-ST
Pretratamiento	8,190,511	8,190,511
Sedimentación Primaria	20,510,219	20,510,219
Tratamiento Secundario		
Tanque de Aireación	41,330,658	41,330,658
Sedimentación Secundaria		29,331,400
Recirculación de Lodos	7,503,037	7,503,037
Sopladores	15,908,886	15,908,886
Nitrificación de Efluentes Secundarios		
Tanque de Aireación	90,466,712	90,466,712
Sedimentación Secundaria		26,426,033
Recirculación de Lodos	7,503,037	7,503,037
Alimentación con Cal	5,328,053	5,328,053
Espesamiento de Lodos		
Primarios más Secundarios	8,704,703	8,704,703



Desnitrificación		
Tanque de Aireación	24,536,042	24,536,042
Sedimentación Secundaria		26,426,033
Recirculación de Lodos	7,503,037	7,503,037
Filtros Prensa para desecado de Lodos	49,157,903	49,157,903

Filtración con Membrana		
Concepto	MBR	NF-ST
Construcción civil	336025275.2	336025275.2
Ingeniería Mecánica	246313880.9	246313880.9
Electricidad	273157152.2	273157152.2
Membranas	178912224.3	178912224.3

Costo total de Inversión		
	MBR	NF-ST
Capital Total de Inversión	1,321,051,332	1,403,234,799

Los costos obtenidos fueron actualizados a precio de 2013 con los índices CEPCI que establece la revista Chemical Engineering (2013); para los costos del tratamiento biológico se toma como base el índice CEPCI al año 1989, y una tasa de cambio de 13 pesos por dólar, mientras que para el tratamiento con membrana se considera el índice CEPCI al año 2007, y una tasa de cambio de 18 pesos por euro, (Chemical Engineering, 1989, 2007, 2013) (Banxico, 2013).

Por el contrario a los costos de inversión de las plantas con configuraciones en sMBR y NF-ST, donde el proceso de NF-ST requiere de una mayor inversión, los cálculos de costos de operación y mantenimiento arrojan que el proceso de NF-ST es aproximadamente 4% más económico de mantener que el proceso de sMBR.

Lo anterior se debe al proceso de operación del mismo sistema de sMBR, el cual al presentar una mayor carga de sólidos suspendidos en la entrada del módulo de membrana, ocasiona el taponamiento más acelerado de la misma, requiriendo entonces incrementar la presión de operación del módulo de filtración, y con ello el consumo de energía, para poder mantener un flux aceptable, al tiempo que la necesidad del remplazo de las unidades de membrana es, igualmente, más frecuente para el sistema de sMBR en comparación con la NF-ST. Además, se debe tomar en cuenta que en el sistema de sMBR la producción de lodos es mayor, por lo cual la necesidad de su recirculación aumenta incrementando, a la par, los costos de operación.



Para el cálculo de costo energético del módulo de membrana se consideró que la energía requerida para realizar el proceso de Nanofiltración es de aproximadamente 1.5 kWh/m<sup>3</sup> (Fane *et al.*, 2011). Tomando en cuenta que, el precio de la energía eléctrica para la industria oscila alrededor de los 2.5 pesos por kWh (CFE, 2013), se estimó el costo energético requerido para producir 1 m<sup>3</sup>/s de agua tratada.

El desglose general de los costos de operación y mantenimiento de las unidades de tratamiento requeridas, para conformar cada uno de los trenes de tratamiento propuestos, se señalan en la Tabla 5.15. Mostrándose en la Tabla 5.16 el costo total estimado de cada tipo de configuración de tratamiento.

**Tabla 5.15 Costo de Mantenimiento y Operación de dos PTAR siguiendo los esquemas de tratamiento de SBR y de NF-ST (Costos referidos en pesos al 2013).**

Tratamiento Biológico				
Concepto	Costo Mensual		Precio por m <sup>3</sup>	
	MBR	NF-ST	MBR	NF-ST
Pretratamiento (*)	54,742	54,742	0.02	0.02
Sedimentación Primaria	34,914	34,914	0.01	0.01
Tratamiento Secundario				
Tanque de Aireación	1,039,820	1,039,820	0.40	0.40
Sedimentación Secundaria		51,869	0.00	0.02
Recirculación de Lodos	124,204	124,204	0.04	0.04
Sopladores	0	0	0.00	0.00
Nitrificación de Efluentes Secundarios				
Tanque de Aireación	2,839,418	2,839,418	1.09	1.09
Sedimentación Secundaria		46,725	0.00	0.01
Recirculación de Lodos	124,293	124,293	0.04	0.04
Alimentación con Cal	74,095	74,095	0.02	0.02
Espesamiento de Lodos				
Primarios más Secundarios	22,863	22,863	0.00	0.01
Desnitrificación				
Tanque de Aireación	558,939	558,939	0.21	0.22
Sedimentación Secundaria		47,415	0.00	0.02
Recirculación de Lodos	124,756	124,756	0.04	0.05
Filtros Prensa de Lodos Quím. (*)	77,289	77,289	0.02	0.03
	MBR	NF-ST	MBR	NF-ST
Suma	5,448,587	5,221,342	2.10	2.01



Filtración con Membrana				
	Costo Mensual		Precio por m <sup>3</sup>	
Concepto	MBR	NF-ST	MBR	NF-ST
Costo energético	9943560	9720000	3.83	3.75
Costo lavado químico	0.023	0.023	8.86E-09	8.87E-09
Costo de mantenimiento	1724014.22	1724014.22	0.66	0.66
Costo de control de calidad	1724014.22	1724014.22	0.66	0.66
Costos operación	1724014.22	1724014.22	0.66	0.66
	MBR	NF-ST	MBR	NF-ST
Suma	15,115,603	14,892,043	5.83	5.74
Depreciación				
	Costo Mensual		Precio por m <sup>3</sup>	
Concepto	MBR	NF-ST	MBR	NF-ST
Construcción civil	933,404	933,404	0.36	0.36
Costos mecánicos	1,368,410	1,368,410	0.52	0.52
Costos eléctricos	1,517,540	1,517,540	0.58	0.58
Costos membranas	2,981,870	1,863,669	1.15	0.71
Costos tratamiento biológico	1,592,460	2,049,035	0.61	0.79
	MBR	NF-ST	MBR	NF-ST
Suma	8,393,684	7,732,058	3.24	2.98

**Tabla 5.16 Costo total de operación y mantenimiento de dos PTAR con configuración en sMBR y NF-ST (Costos referidos en pesos mexicanos al 2013).**

Total costo de Operación y Mantenimiento		
	MBR	NF-ST
Costo mensual	28,957,874	27,845,442
Costo por m <sup>3</sup>	11.17	10.74
Ahorro anual con NF-ST:	13,349,178.06	

De la Tabla 5.16, se obtienen los costos de producción de 1 m<sup>3</sup>/s de agua mediante las dos configuraciones de tratamiento aquí propuestas sMBR: \$11.17 y NF-ST: \$10.74. Al comparar estos costos con el correspondiente costo promedio de producción de agua potable en la Ciudad de México, definido por el SACM (2012) a 25 \$/m<sup>3</sup>, sin subsidio, se puede apreciar que los tratamientos propuestos, en cuestión de costos son viables (aunque para hacer sustentable ambos tratamientos propuestos. Se debe tomar en cuenta el costo del tratamiento del rechazo, agregando este precio a los costos estimados en este ejercicio).



Como se señaló anteriormente, en cuestión al capital de inversión requerido para su implementación, el sistema de sMBR es más económico, en comparación al proceso de NF-ST. Por el contrario, en referencia a los costos de operación, es el proceso de NF-ST el que permite un ahorro sustentable en costos, de aproximadamente 13, 349,178.06 pesos al año, con lo cual en 6 años se recuperaría el costo de inversión excedente de la NF-ST sobre el sMBR.

Basados en el análisis de costos se sugiere que, en términos de inversión, operación y mantenimiento, la implementación de la configuración de NF-ST es más recomendable. Sin embargo, para el diseño de una planta de tratamiento de agua residual, se deben considerar las características del agua residual a tratar y con respecto a ello seleccionar el sistema que permita las mayores tasas de remoción de contaminantes.



## 6. CONCLUSIONES

Con base en la comparación de las configuraciones de nanofiltración propuestas, se establece que, para condiciones de operación semejantes (PTM, métodos de limpieza, etc.) el proceso de NF-ST resultó más eficiente con respecto a la configuración sMBR, ya que permitió mantener flux mayores por períodos más prolongados; esto gracias a que el gasto de entrada, al módulo de membrana, presenta una menor carga de sólidos suspendidos, por lo cual, la velocidad de taponamiento de la membrana se ve reducido.

Respecto al tiempo de vida útil de la membrana en cada configuración, esta corresponde a 20 y 15 días para las configuraciones de NF-ST y sMBR, respectivamente. Buscando extender dicho tiempo de vida útil, se evaluaron distintos métodos de limpieza, concluyéndose que la inclusión de aire a co-corriente, resulta ser el método que permite conservar por más tiempo el rendimiento de la membrana.

Enfocándose en los microcontaminantes orgánicos, se concluye que la NF, dispuesta en las dos configuraciones propuestas, permitió alcanzar remociones significativas en las concentraciones de los compuestos estudiados, estableciéndose así que el empleo de ambos arreglos es eficiente para el tratamiento de aguas residuales con características similares a las de la PTAR de Cerro de la Estrella:

- a) De la fracción ácida de microcontaminantes orgánicos, es decir los fármacos, se observó que su remoción depende, principalmente, del tratamiento biológico por lo que se sugiere, la conveniencia de una previa aclimatación de los lodos activados, como la llevada a cabo en el presente estudio, que permita incrementar su capacidad de remoción.
- b) Para el caso de los plastificantes, su biodegradación-biotransformación implicó mayor dificultad, de forma que su eliminación dependió básicamente del desempeño de la membrana de NF. Se corrobora además, que los compuestos plastificantes son removidos con mayor eficiencia en la configuración de sMBR, lo cual se puede deber a las características hidrofóbicas y no polares de estos compuestos y a las interacciones que pueden surgir entre estos, la membrana y la biopelícula de ensuciamiento, formada sobre ella.

En referencia a los parámetros fisicoquímicos, se obtiene que el acoplamiento de ambos sistemas de NF permitió la reducción de la mayoría de estos; a excepción de los nitratos, cuya tasa de eliminación fue marginal debido a la carencia de un proceso de desnitrificación previo al filtrado. Ante esto, se sugiere el empleo de un bioreactor que permita la presencia de una zona anóxica en donde se desarrolle la acción de desnitrificación.



Respecto a los contaminantes microbiológicos, ambas configuraciones de NF permiten la remoción total de los representantes seleccionados para cada uno de los 4 grupos evaluados (bacterias, virus, protozoos y helmintos). En la experimentación realizada se obtuvieron remanentes con bajas concentraciones de estos microorganismos, debido a fallas que se presentaron en el módulo de membrana; sin embargo, mediante la implementación de medidas correctivas, se lograron corregir las condiciones de operación del módulo, obteniendo finalmente efluentes libres de todo tipo de microorganismos, con lo cual la necesidad de desinfección se ve reducida en gran medida.

Por otra parte, del análisis de costos realizados, se obtuvo que el capital de inversión requerido para la implementación de la configuración de sMBR es más económico respecto a la NF-ST; por el contrario, en lo referente a los costos de operación y mantenimiento, es el proceso de NF-ST, la configuración que permite un ahorro sustentable en costos, con lo cual en 6 años se recuperaría el costo de inversión excedente de la NF-ST sobre el sMBR.

Debido a las eficiencias tan similares, logradas a partir de ambos procesos, en la eliminación y reducción de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos, y microcontaminantes orgánicos, se puede pensar que en términos de operación, rendimiento y costos, se recomienda, en general, la implementación de la configuración de NF-ST. Sin embargo, es importante tomar en cuenta la disponibilidad de espacio con la que se cuenta para la construcción de la planta de tratamiento; siendo este un factor limitante para la configuración NF-ST.

Comparando las dos configuraciones de NF propuestas con los tratamientos existentes para el procesamiento de aguas residuales, se puede establecer, que tanto la configuración de sMBR como la NF-ST, son alternativas viables y sostenibles ya que proveen de un permeado de alta calidad a un precio que, aunque relativamente alto, se espera disminuya al incrementarse el empleo de este tipo de tecnologías en México.



## 7. RECOMENDACIONES

Dos factores esenciales a considerar en el empleo de tratamientos con membrana son: el correcto establecimiento de una presión que permita un flux sostenible y, un método de limpieza que prolongue el tiempo de vida útil de la membrana, evitando el ensuciamiento irreversible de la misma. Normalmente, se establece en la literatura, que el método de limpieza más eficiente es el empleo de retrolavados a la membrana, sin embargo a través del estudio realizado, en este trabajo de tesis, se sugiere que para módulos de membrana que no permitan el retrolavado como un método de limpieza, la inclusión de aire constante a corriente es una técnica que permite mantener flux aceptables por períodos prolongados.

Durante el empleo de los módulos de membrana: sistemas de prueba de membranas planas de NF SEPA CF (Osmonics®), se recomienda el establecimiento de una malla perimetral a la membrana, que permita un mejor sellado, para de esta forma evitar rasgaduras, que se pueden presentar debido a las características del módulo de membrana y a las condiciones de operación del mismo, las cuales pueden reducir la capacidad de remoción del sistema.

Para la implementación de cualquiera de las tecnologías de Nanofiltración, aquí evaluadas, se recomienda el diseño de un reactor biológico que permita, dentro de él, condiciones anóxicas donde se pueda llevar a cabo la biodegradación de los nitratos, para con ello obtener permeados con bajas concentración de nitrógeno total que cumplan con la normativa especificada.

Finalmente, un factor importante a considerar, al emplear este tipo de tecnologías, es el rechazo de la membrana; pues, al contener altas concentraciones de contaminantes microbiológicos, orgánicos e inorgánicos, es un residuo que requiere de métodos avanzados para su eliminación, por lo que se sugiere realizar estudios posteriores que permitan desarrollar técnicas para el tratamiento de dicho rechazo, de forma tal que, el residuo final sea mínimo y con características no contaminantes para el ambiente.



## 8. REFERENCIAS

- Altmajer Vaz Deisi (2007) *Contaminantes emergentes en el agua. Contaminación del agua: Nuevos desafíos y soluciones*, Fundación Empresa Universidad de Granada, España, pp55-69.
- Agarwal T., Khillare P. S., Shridhar V. & Ray S. (2009). Pattern, sources and toxic potential of PAHs in the agricultural soils of Delhi, India. *Journal of hazardous materials*, **2-3** (163), 1033–9.
- Agarwal D.K., Maronpot R.R., Lamb J.C. IV & Kluwe W.M. (1985) Adverse effects of butyl benzyl phthalate on the reproductive and hematopoietic systems of male rats. *Toxicology*, **35**, 189–206
- APHA, AWWA, WEF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 22th Edition. American Public Health Association, Washington, DC.
- Argemi F., Cianni N. & Porta A. (2005) Disrupción endocrina: perspectivas ambientales y salud pública, *Toxicología ambiental*, **39** (3), 291-300.
- Artiola J., Pepper I. & Brusseau M. (2004) *Environmental Monitoring and Characterization*. Elsevier, London, pp 140-148.
- Asano T., Burton F.L., Leverenz H., Tsuchihashi R. & Tchobanoglous G. (2007) *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*. McGraw-Hill, New York, pp 124-133.
- Banxico (2013) Banco de México, Mercado Cambiario, Tipo de Cambio, Consultado: 7 de Noviembre de 2013, <http://www.banxico.org.mx/>.
- Barceló L Damiá y López de Alda María José (2013) *Contaminación y calidad química del agua: el problema de los contaminantes emergentes*. Fundación Nueva Cultura del Agua, España, pp 21-28.
- Bellona C. & Drewes J. E. (2005). The role of membrane surface charge and solute physico-chemical properties in the rejection of organic acids by NF membranes. *Journal of Membrane Science*, **249** (1), 227-234.
- Becerril Bravo José Elías (2009) Contaminantes emergentes en el agua, *Revista Digital Universitaria*, **10** (8), 2-11.
- Burgess J.E. & Pletschke B.I. (2008) Hydrolytic enzymes in sewage sludge treatment: a mini-review. *Water*, **34** (3), 343-349.



Carstensen F., Apel A. & Wessling M. (2012) In situ product recovery: Submerged membranes vs. external loop membranes, *Journal of Membrane Science*, **394-395**, 29-45.

Caus A., Vanderhaegen S. & Braeken L. (2009) Integrated Nanofiltración cascades with low salt rejection for complete, *Desalination*, **241**, 11-23.

Center of Disease Control and Prevention (2013) *Interaction profile for: Chlorinated dibenzo-p-dioxins, Polybrominated diphenyl ethers, and Phthalates*, U.S. Department of Health and Human Services Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry, USA, pp 41-58

César Valdez Enrique y Vázquez González Alba B. (2003) *Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales*. Fundación ICA, México, pp 20-154.

Chávez Alma, Maya Catalina, Gibson Richard y Jiménez Blanca (2011) The removal of microorganisms and organic micropollutants from wastewater during infiltration to aquifers after irrigation of farmland in the Tula Valley, Mexico, *Environmental Pollution* **159**, 1358-1364.

Chávez A. y Jiménez B. (2012) Remoción de disruptores endócrinos y fármacos presentes en aguas residuales de la ciudad de México por medio de un biorreactor con membrana. *Tercer Informe. Proyecto ICYT DF*, Instituto de Ingeniería UNAM, México, pp 74-102.

Chemical Engineering's Plant Cost Index (2013, 2007, 1989) CEPCI database, Consultado: 5 de Noviembre de 2013, <http://www.che.com/pci/>.

CHEMICAL-SPIDER. (2013) Chemical Structure Database, Consultado: 1 de Abril de 2013, <http://www.chemspider.com>.

CFE (2013) Comisión Federal de Electricidad, Consulta de Tarifa, Consultado: 12 de Noviembre de 2013, <http://www.cfe.gob.mx>.

Choon A., Sun Z., Wu J.S. & Fane A.G. (2013) *Mechanisms of Fouling Control in Membrane Bioreactors (MBRs) by the Addition of Powdered Activated Carbon (PAC)*, Faculty of Engineering and Green Technology, China, pp 122-140.

Collazos Carlos Julio (2008) *Tratamiento de Aguas residuales*, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia, Colombia, pp 12-18.

CONAGUA (2007) Sistemas Alternativos de Tratamiento de Aguas Residuales y Lodos Producidos, *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*, **5**, 84-95.

CONAGUA (2011). *Estadísticas del agua en México*. SEMARNAT, México, pp 45-48.



CONAGUA (2012) Atlas digital del agua 2010, Consultado: 25 de Marzo de 2012, <http://www.conagua.gob.mx/atlas>.

CONAGUA (2012) *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento*. Comisión Nacional del Agua, México, pp 62-66.

Curtis H. (1996) *Biología*. Panamericana, Argentina, pp 53-66.

Deblond Tiphane (2011) Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **214** (3), 2648-2655.

Diano N. & Mita D. (2011) Removal of Endocrine Disruptors in Waste Waters by Means of Bioreactors, *Desalination*, **85**, 29-54.

Dow-Filmtec (2012). Cleaning and Disinfection Procedures for FILMTEC™ NF200 and NF270 Elements, Consultado: 12 de Octubre de 2012, <http://www.dow.com>.

Durán-Álvarez J.C., Becerril-Bravo E., Silva-Castro V., Jiménez B. & Gibson R. (2009) The analysis of a group of acidic pharmaceuticals, carbamazepine, and potential endocrine disrupting compounds in wastewater irrigated soils by gas chromatography–mass spectrometry, *Talanta*, **78**, 1159–1166.

Espinasse B., Bacchin P. & Pierre A. (2002) An experimental method to measure critical flux in ultrafiltration, *Desalination*, **146**, 91-96.

European Commission (1996) The impact of endocrine disruptors on human health and wildlife, *Environment*, **54**, 25-34

Falkenmark M. (1989) Forward to the future: a conceptual framework for water Dependence (Volvo environment prize lecture 1989) in *AMBIO a journal of the human environment*, *Royal Swedish Academy of Sciences*, **28**(4), 356-361.

Fane A.G., Tang C.Y. & Wang R. (2011) *Water-Quality Engineering. Treatise on Water Science*. Elsevier, USA, pp 301-335.

Friedler E., Kovalio R. & Ben-Zvi A. (2006). Comparative study of the microbial quality of greywater treated by three on-site treatment systems, *Environmental Technology*, **27**, 653-663.

Gajananda Kh., Kaushik A., Bhupender Singh, Gupta V., Gera N. & Dutta N. (2012) Drinking Water Quality Assessment Over The Schirmacher Oasis, East Antarctica, India, *Environmental Pollution*, **3**, 10-19.



Gamze Artuğ (2007) *Modelling and Simulation of Nanofiltration Membranes*. Cuvillier Verlag Göttingen, India, pp 3-5

GE Osmonics (2013) SEPA CF II, Consultado: 1 de Abril de 2013 <http://www.gewater.com/pdf>.

GEA Filtration (2013) Filtración por Membranas: Osmosis Inversa, Nanofiltración, Ultrafiltración y Microfiltración, USA, Consultado: 11 de Noviembre de 2013, [www.geafiltration.com](http://www.geafiltration.com).

Gibson R., Becerril-Bravo E., Silva-Castro V. y Jiménez B. (2007) Determination of acid pharmaceuticals and potential endocrine disrupting compounds in wastewaters and spring waters by selective elution and analysis by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A.*, **1169** (1-2), 31-39.

Guimarães A., Torner-Morales F.J., Durán-Álvarez J.C. y Jiménez-Cisneros B.E. (2012) Removal and fate of emerging contaminants combining biological, flocculation and membrane treatments, *Water Science & Technology*, **67** (4), 877-885.

Gupta V.K. (2009) Application of low-cost adsorbents for dye removal, A review, *Journal of Environmental Management*, **90** (8), 2313-2342.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Cuéntame (2013), Agua Potable y alcantarillado, ¿Y el medio ambiente? Problemas en México y el mundo, Consultado: 2 de Enero de 2014, [www.inegi.com.mx](http://www.inegi.com.mx).

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Cuéntame (2013), Información por entidad, Distrito Federal, Población, Consultado: 15 de Octubre de 2013, [www.inegi.com.mx](http://www.inegi.com.mx).

Instituto Sindical de Trabajo, Ambiente y Salud (ISTAS) (2012) *Edocrine Disruptors Solutions to new challenges*. European Environment and Health Initiative (EEHI), España, pp 8-23.

Jiménez Cisneros B. (2001) *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada*. FEMISCA, México, pp 33-37.

Judd S. (2006) *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment*. Elsevier, EUA, pp 106-1592.

Krzeminska P., Iglesias-Obelleiro A., Madeboc G., Garrido J.M., van der Graaf J.H.J.M. & van Liera J.B. (2012) Impact of temperature on raw wastewater composition and activated sludge filterability in full-scale MBR systems for municipal sewage treatment, *Journal of Membrane Science*, **423-424**, 348-361.



- Kümmerer K. (2011) Emerging contaminants, *Treatise on Water Science*, **8** (3), 69-87.
- La Farré M., Pérez S., Kantiani L. & Barceló D. (2008) Fate and toxicity of emerging and transformation products in the aquatic environment, *Trends in Analytical Chemistry*, **27** (11), 991-1007.
- Lee J., Ahn W. Y. & Lee C. H. (2013) Comparison of the filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor. *Water Research*, **35** (10), 2435-2445.
- López Alvarez A. (2012) *Remoción comparativa de contaminantes emergentes mediante un proceso biológico continuo y discontinuo*, Tesis de Licenciatura, Facultad de Química, UNAM, México, pp 85-91.
- López M. C., Gavidia Catalán V. y Rueda Sevilla J. (2006) “¡¡Agua!!”. Ministerio de Educación y Ciencia de España, España, pp 59-84.
- Manahan Stanley E. (2007) *Introducción a la química ambiental*. Reverté, S.A., España, pp 209-235.
- Mara Duncan (1976) *Sewage treatment in hot climates*. Limited, USA, pp 166-172.
- Mara Duncan & Horan Nigel (2003) *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. AP, USA, pp 77-83.
- Metcalf & Eddy. (2007) *Water Reuse. Issues, Technologies, and Applications*. McGraw-Hill, USA, pp 496-587.
- Mohammad A. W., Hilal N., Al-Zoubib H., Darwish N. A., & Ali N. (2007) Modelling the effects of nanofiltration membrane properties on system cost assessment for desalination applications, *Desalination*, **206**(1), 215-225.
- Muñoz Verónica (2002). *Nitrógeno en el agua*. Ambientum, España, pp 51-53.
- National Toxicology Program (1997) *Carcinogen Bioassay of Butyl Benzyl Phthalate (CAS No. 85-68-7) in F344 Rats and B6C3F1 Mice (Feed Studies)*. Research Triangle Park, USA, pp 3297-3374.
- Nghiem L. D. (2005). Removal of emerging trace organic contaminants by nanofiltration and reverse osmosis, *Desalination*, **22** (3), 2563-2574.
- Olea N., Fernández M.F., Araque P. y Olea-Serrano F. (2002) Perspectivas en disrupción endócrina, *Gac Sanit*, **16** (3), 51-58.



- OMS (1997) *The Global Eradication of Polio, A World Without Polio*. Government of INDIA-WHO Collaboration, India, pp 17-29.
- OMS (2006) *Guías para la calidad del agua potable*. Organización Mundial de la Salud, Francia, 1, pp 21-27.
- ONU (2005) *La escasez de agua, Decenio Internacional para la Acción "El agua fuente de vida" 2005-2015*, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales de Naciones Unidas (ONU-DAES), España, pp 29-32.
- Ottoson J. & Stenström T. A. (2003) Faecal contamination of greywater and associated microbial risks, *Water Research*, **37** (2), 645-655.
- Pearson David (2013) Cómo elegir la membrana correcta, *Membrane Specialist*, **2**, 5-6.
- Percival Steven L., Yates M., Williams D., Chalmers R. & Gray N. (2003) *Microbiology of Waterborn Diseases: Microbiological Aspects and Risks*. AP, USA, pp 8-11.
- Philips S., Rabaev K., Verstraete W. (2003) Impact of iron salts on activated sludge and interaction with nitrite or nitrate, *Bioresource Technology*, **88** (1-3), 229-239.
- Prado N., Ochoa J. & Amrane A., (2009) Bioresource Technology, *Desalination*, **100** (5), 3769-3774.
- Pothitou P., & Voutsas D. (2008) Endocrine disrupting compounds in municipal and industrial wastewater treatment plants in Northern Greece, *Chemosphere*, **73**(11), 1716-1723.
- Radjenović J., Matošić M., Mijatović I., Petrović M., & Barceló D. (2008) Membrane bioreactor (MBR) as an advanced wastewater treatment technology in Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste, *Springer Berlin Heidelberg*, **37**(5), 98-101.
- Ramalho R.S. (2003) *Introduction to Wastewater Treatment Processes*. Reverté S. A., España, pp 85-88.
- Ramalho R. S., Lora F. D. & Jiménez Beltrán D. (1996) *Introduction to Wastewater Treatment*. Reverté, España, pp 365-369.
- Reif R., Omil F. & Lema J. M. (2013) Removal of Pharmaceuticals by Membrane Bioreactor (MBR) Technology, *Comprehensive Analytical Chemistry*, **9** (62), 287-317.



- SACM (2012) *El gran reto del agua en la Ciudad de México*. Sistema de Aguas de la Ciudad de México, México, pp 163-175.
- Samper J., Sahuquillo A., Capilla J.E. y Gómez Hernández J.J. (1999) *La contaminación de las aguas subterráneas: un problema pendiente*. Instituto tecnológico geominero de España, España, pp 240-242
- Sa-nguanduan Nitirach, Nititvattananon Vilas (2010) Strategic decision making for urban water reuse application: A case from Thailand, *Desalination*, **268** (1-3), 141–149.
- Sepúlveda Hirose R. (2009) *La Nanofiltración y sus aplicaciones en la potabilización y el tratamiento del agua*, Tesis de Licenciatura, Facultad de Ingeniería, UNAM, México, pp 28-56.
- SEPA CF CELL (2010) *Instruction Manual Membrane Element Cell*. Sterlitech, USA, pp 2-11.
- Simon A., Price W. & Nghiem L. (2013) Changes in Surface Properties and Separation Efficiency of a Nanofiltration Membrane after Repeated Fouling and Chemical Cleaning Cycles, *Separation and Purification Technology*, **113**, 42-50.
- Tiranuntakul M., Schneider P.A. & Jegatheesan V. (2011) Assessments of critical flux in pilote-scales membrane bioreactor, *Bioresource technology*, **102** (9), 5370-5374.
- Tambosi José Luiz, Felix de Sena Rênnio, Favier Maxime, Gebhardt Wilhelm Humberto Jorge José, Schröder Horst Friedrich and de Fátima Peralta Muniz Moreira Regina (2010) Removal of pharmaceutical compounds in membrane bioreactors (MBR) applying submerged membranes, *Desalination*, **261** (1-2), 148-156.
- Van der Bruggen B., Van de Castele C., Van Gestel T., Doyen W. & Leysen R. (2003) A review of pressure-driven membrane processes in wastewater treatment and drinking water production, *An Environmental Progress*, **22** (3), 46-58.
- Vergili, I. (2013). Application of nanofiltration for the removal of carbamazepine, diclofenac and ibuprofen from drinking water sources. *Journal of Environmental Management*, **127**, 177-187.
- Verliefde A., Cornelissen E., Amy G., Van der Bruggen B., & Van Dijk H. (2007) Priority organic micropollutants in water sources in Flanders and the Netherlands and assessment of removal possibilities with nanofiltration, *Environmental Pollution*, **146**(1), 281-289.
- Water Environmental Federation (2012) *Membrane Bioreactors, Manual of Practice*. WEF, USA, **36**, pp 155-198.



Xu P., Drewes J. E., Kim T. U., Bellona C. & Amy G. (2006) Effect of membrane fouling on transport of organic contaminants in NF/RO membrane applications, *Journal of Membrane Science*, **279** (1), 165-175.

Yamamoto k. (2011) Membrane Biological Reactors, Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, *Treatise on Water Science*, **54** (8), 557-584.

Yoon Y., Westerhoff P., Snyder S. A., Wert E. C. & Yoon J. (2007) Removal of endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals by nanofiltration and ultrafiltration membranes, *Desalination*, **202** (1), 16-23.



## ANEXOS

Concentraciones de fármacos y porcentajes de remoción logrados mediante el proceso sMBR.

<b>MBR</b>				
	<b>Gemfibrozil</b>	<b>Naproxeno</b>	<b>Gemfibrozil</b>	<b>Naproxeno</b>
	Concentración (ng/L)		Porcentaje de Remoción	
<b>MBR 1 I</b>	941.08	43902.36	100	99.73
<b>MBR 1 P</b>	0	116.98		
<b>MBR 2 I</b>	0	35440.50	---	99.54
<b>MBR 2 P</b>	0	160.73		
<b>MBR 3 I</b>	652.12	120360.87	100	97.06
<b>MBR 3 P</b>	0	3534.21		
<b>MBR 4 I</b>	0	73016.59	---	98.76
<b>MBR 4 P</b>	0	900.04		
<b>MBR 5 I</b>	0	114430.91	---	99.66
<b>MBR 5 P</b>	0	377.93		
<b>MBR 6 I</b>	587.75	68522.32	100	96.82
<b>MBR 6 P</b>	0	2173.96		
<b>MBR 7 I</b>	51.96	3905.80	100	98.51
<b>MBR 7 P</b>	0	58.12		
<b>MBR 8 I</b>	0	49636.68	---	97.77
<b>MBR 8 P</b>	0	1106.46		
<b>MBR 9 I</b>	0	1636.61	---	98.05
<b>MBR 9 P</b>	0	31.77		
<b>MBR 10 I</b>	0	4614.16	---	98.97
<b>MBR 10 P</b>	0	47.12		
<b>MBR 11 I</b>	0	2148.27	---	97.80
<b>MBR 11 P</b>	0	47.12		
<b>MBR 12 I</b>	7.75	2505.36	100	98.47
<b>MBR 12 P</b>	0	38.18		
<b>MBR 13 I</b>	0	6576.17	---	99.25
<b>MBR 13 P</b>	0	48.74		
<b>MBR 14 I</b>	0	4781.62	---	99.36
<b>MBR 14 P</b>	0	30.43		
<b>MBR 15 I</b>	0	3666.31	---	98.71
<b>MBR 15 P</b>	0	47.25		
<b>MBR 16 I</b>	0	3340.40	---	98.59
<b>MBR 16 P</b>	0	47.02		



Concentraciones de fármacos y porcentajes de remoción logrados mediante el proceso NF-ST.

	<b>Gemfibrozil Naproxeno</b>		<b>Gemfibrozil Naproxeno</b>	
	Concentración (ng/L)		Porcentaje de Remoción	
<b>MI1 IB</b>	73.2	8021.4	100	99.1
<b>ME1 EB</b>	0	70.8	--	90.5
<b>ME1 PB</b>	0	6.7		
<b>MI2 IB</b>	72.1	3686.9	100	98.2
<b>ME2 EB</b>	0	66.9	--	81.3
<b>ME2 PB</b>	0	12.5		
<b>MI3 IB</b>	54.9	5219.4	---	95.3
<b>ME3 EB</b>	67.1	245.1	100	96.1
<b>ME3 PB</b>	0	9.4		
<b>MI4 IB</b>	45.9	4827.1	100	99.0
<b>ME4 EB</b>	0	48.3	--	6.5
<b>ME4 PB</b>	0	45.2		
<b>MI5 IB</b>	45.4	4213.4	100	99.0
<b>ME5 EB</b>	0	41.7	--	22.3
<b>ME5 PB</b>	0	32.4		



Concentraciones de Fenoles y plastificantes y porcentajes de remoción logrados mediante el proceso sMBR.

MBR								
	BISFENOL-A	BuBeF	DEHF	ESTRADIOL	BISFENOL-A	BuBeF	DEHF	ESTRADIOL
	Concentración (ng/L)				Porcentaje de Remoción			
TC10 I	9966.68	271.11	6596.61	0.00	100	100	96.67	---
TC10 E	0.00	0.00	219.77	0.00				
MBR1 I	433080.05	1066.05	16954.35	0.00	99.92	100	99.76	---
MBR1 P	335.52	0.00	40.26	0.00				
MBR2 I	1444.63	0.00	1580.38	0.00	92.84	---	95.02	---
MBR2 P	103.42	0.00	78.69	7.09				
MBR3 I	3689.92	0.00	577.62	0.00	0.38	---	---	---
MBR3 P	3675.86	0.00	1414.05	0.00				
MBR4 I	22314.68	0.00	836.57	265.73	94.04	---	93.88	100
MBR4 P	1329.31	0.00	51.19	0.00				
MBR5 I	42829.22	180.47	655.77	262.96	99.87	87.29	96.34	100
MBR5 P	55.38	22.94	24.00	0.00				
MBR6 I	3355.37	160.76	4885.65	0.00	---	100	76.74	---
MBR6 P	8872.71	0.00	1136.45	47.93				
MBR7 I	5456.37	196.56	2632.98	2248.81	96.13	100	99.05	100
MBR7 P	211.04	0.00	25.05	0.00				
MBR8 I	140.59	21.78	72.41	0.00	---	100	48.90	---
MBR8 P	907.69	0.00	37.00	3.53				
MBR9 I	3957.99	0.00	578.36	2109.33	96.70	---	86.77	100
MBR9 P	130.43	0.00	76.50	0.00				
MBR10 I	257.44	0.00	35.76	0.00	45.42	---	15.28	---
MBR10 P	140.51	0.00	30.29	0.00				
MBR11 I	3713.65	0.00	587.12	1566.04	92.83	---	91.69	100
MBR11 P	266.13	0.00	48.80	0.00				
MBR12 I	983.67	0.00	592.91	0.00	49.56	---	95.74	---
MBR12 P	496.19	0.00	25.28	0.00				
MBR13 I	27066.39	1363.32	501.02	0.00	99.07	100	96.48	---
MBR13 P	251.78	0.00	17.64	0.00				
MBR14 I	22896.03	0.00	522.79	1429.52	91.74	---	88.34	87.61
MBR14 P	1892.21	0.00	60.98	177.09				
MBR15 IB	17396.03	0.00	485.76	0.00	98.03	---	91.07	---
MBR15 PB	343.13	0.00	43.40	0.00				
MBR16 IB	13697.91	0.00	328.31	0.00	98.17	---	96.44	---
MBR16 PB	250.26	0.00	11.68	0.00				



Concentraciones de fenoles y plastificantes y porcentajes de remoción logrados mediante el proceso NF-ST

	BISFENOL- A	BuBeF	DEHF	ESTRADIOL	BISFENOL- A	BuBeF	DEHF	ESTRADIOL
	Concentración (ng/L)				Porcentaje de Remoción			
I 1	1726.8	32.0	9775.6	0	77.1	76.3	32.3	0
S 1	394.8	7.6	6614.2	0	63.4	56.7	93.2	0
P 1	144.6	3.3	452.1	0	-2644.3	-1641.2	-1902.8	0
I 2	3967.5	57.3	9054.3	0	85.4	88.8	-1.2	0
S 2	581.0	6.4	9161.6	6.9	79.5	87.2	95.9	100
P 2	119.2	0.8	376.1	0	-1816.6	-11020.3	-1966.1	0
I 3	2283.7	91.5	7771.0	0	66.9	100	94.6	0
S 3	755.3	0	421.1	0.1	94.7	0	-1611.8	100
P 3	39.9	26.9	7208.8	0	-1029.8	-154.9	-37.1	0
I 4	451.0	68.5	9879.7	0	65.7	84.5	14.1	0
S 4	154.8	10.6	8483.2	21.3	-207.7	78.7	93.6	100
P 4	476.4	2.3	546.8	0	15.0	-2110.8	-1941.2	0
I 5	405.0	49.8	11161.6	158.6	41.0	100	26.6	100
S 5	238.9	0	8197.3	0	34.3	0	-29.0	0
P 5	157.0	2.1	10572.0	0	100	100	100	0