



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA

EVALUACIÓN DEL RIESGO MICROBIOLÓGICO Y QUÍMICO DEL REÚSO
INDIRECTO DE AGUA RESIDUAL PARA CONSUMO HUMANO CON BASE EN
EL TRATAMIENTO POR BARRERAS MÚLTIPLES

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

PRESENTA:
QFB. ROXANA FABIOLA MARTÍNEZ NAVARRO

TUTOR PRINCIPAL
M.C. MA. INÉS JOSEFINA NAVARRO GONZÁLEZ, INSTITUTO DE INGENIERÍA
COMITÉ TUTOR
DR. ENRIQUE CÉSAR VALDEZ, FACULTAD DE INGENIERÍA
M.C. GLORIA MORENO RODRÍGUEZ, INSTITUTO DE INGENIERÍA, CAMPUS
JURIQUILLA
DRA. MA. TERESA ORTA LEDESMA, INSTITUTO DE INGENIERÍA

Ciudad Universitaria, Cd. Mx., diciembre de 2016



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.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: DR. ENRIQUE CÉSAR VALDEZ

Secretario: M.C. GLORIA MORENO RODRÍGUEZ

Vocal: DRA. MA. TERESA ORTA LEDESMA

1^{er} Suplente: DRA. SOFÍA ESPERANZA GARRIDO HOYOS

2^{do} Suplente: M.C MA. INÉS JOSEFINA NAVARRO GONZÁLEZ

Lugar donde se realizó la tesis: INSTITUTO DE INGENIERÍA

TUTOR DE TESIS:

M.C. MA. INÉS JOSEFINA NAVARRO GONZÁLEZ

FIRMA

Dedicatoria

A mamá.

A papá.

Dar y amar...

A la Ciudad de México, que me adoptó de la manera más grata para mí, estos dos años y medio han sido muy felices.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada estos dos años de Maestría.

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por ser motivación, un día soñé estar aquí y lo logré.

Al Instituto de Ingeniería por la oportunidad de desarrollar mi tesis en sus instalaciones.

Al Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA) por el espacio, materiales y demás que me fue brindado para realizar la parte experimental de mi tesis.

A Cristi por toda su ayuda con la parte administrativa.

Al Dr. Ascanio por su gran ayuda en la parte final del proceso de graduación.

A mi tutora, la Maestra Inés Navarro, por todo su apoyo incondicional, su infinita paciencia y todos sus consejos, académicos, culturales y de la vida misma, por las llamadas de atención cuando eran necesarias, pero sobre todo, por la oportunidad que me brindó de ser su estudiante, sin conocerme. Ha tenido un papel muy importante en mi desarrollo profesional.

A mis Sinodales: el Dr. Enrique César, la Dra. Teresa Orta, la Maestra Gloria Moreno y la Dra. Sofía Garrido, por sus recomendaciones, observaciones y contribuciones a esta tesis y su participación activa.

Al Grupo de Tratamiento y Reúso, investigadores y compañeros, por la oportunidad de formar parte del equipo, por el espacio, por la compañía y los buenos momentos.

A la Maestra Catalina Maya y su equipo de trabajo (Gaby, Erick, Juan Carlos, Álvaro) por su apoyo durante mi etapa de experimentación en el área microbiológica y fuera de ésta, por su disposición a ayudarme cuando fuera necesario y las atenciones brindadas.

Al Doctor Elías por su apoyo en el área analítica de mi experimentación.

A Claudia y Eric por su apoyo también en el área analítica y más allá de esta, por su compañía, las risas y su buena disposición de ayudarme.

Por supuesto a Diego, por ser mi mano derecha en buena parte de mi trabajo experimental, por los momentos de (grandes) risas, confidencias, los de presión y alguno que otro de reflexión. El laboratorio fue para mí aún más grato con su compañía y sus ganas de aprender.

A los amigos que hice en el camino y compañeros de la maestría:

-Astrid y Noé, por escucharme cuando lo necesitaba, por todo su cariño y atenciones.

-Zulma, por ser mi compañera de conciertos, hemos saltado y gritado a lo grande.

-Rayner, Paloma, Ulises, José Luis, Yadira, Eder, Creagh, Fidel, Osiel, Jorge, Caro, Liz, Oscar, Martin, Paola, Javier, Pech, Ernesto, Alondra, Gabriel, Ricardo, Sonia, José y los

nombres que seguramente olvidé (disculpen, soy muy distraída ☹) por todos los momentos que coincidimos, las risas y las épicas reuniones, han sido grandes experiencias.

-A Ivonne y Manuel, por adoptarme en sus grupos de amigos cuando recién llegué a la Ciudad de México, hacerme sentir como en casa, son personas maravillosas. Y a dos de las grandes personitas que conocí gracias a ustedes, Ruth y Marco, qué grandes aventuras vividas.

-Y desde luego, a mis grandes amigos de viaje y de aventuras, Dimitriv, Álvaro e Iván, ha sido increíble conocerlos, amigos de viaje son amigos para la vida. ¡Por los viajes que vienen!

Agradecimiento aparte a Dimitriv, mi gran roomie, confidente, compañero, amigo, además de agradecer el tiempo compartido, los alimentos cocinados vegetarianos (jaja), su gran apoyo en las (pocas pero marcadas) tristezas, las discusiones literarias, políticas, sociales, cinéfilas y demás, agradezco, sobre todo, el estar ahí.

=)

Contenido

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Planteamiento del problema	1
1.2 Justificación.....	1
1.3 Hipótesis	3
1.4 Objetivos	3
1.5 Alcances y limitaciones	3
1.6 Metas	4
1.7 Resultados esperados.....	4
CAPÍTULO II MARCO TEÓRICO.....	5
2.1 Opciones de reúso de agua residual	5
2.2 Recarga de acuíferos	6
2.3 Reúso directo de agua residual tratada	9
2.4 Objetivos y procesos de tratamiento para el reúso de agua residual	10
2.5 Calidad del agua para el reúso indirecto de agua residual - Normatividad.....	12
2.6 Evaluación de riesgo del agua potabilizada para garantizar el uso seguro para consumo humano.....	12
2.6.1 Evaluación Cuantitativa de Riesgo Microbiológico	14
2.6.2 Evaluación Cuantitativa de Riesgo Químico.....	20
2.6.3 Métodos para la estimación cuantitativa de riesgo	22
CAPÍTULO III SITIO DE ESTUDIO	27
3.1 Descripción del proceso de la recarga no intencional de los acuíferos del Valle del Mezquital.....	27
3.1.1 El riego y la recarga artificial en el Valle de Tula	28
3.1.2 Modificación de la calidad del agua a su paso por canales superficiales	29
3.1.3 Modificación de la calidad del agua a su paso por el suelo	31
3.2 Calidad del agua subterránea en el Valle del Mezquital	33
3.3 Antecedentes de efectos en la salud por el uso de agua residual en la agricultura	34
CAPÍTULO IV. MÉTODO	39
4.1 Características del influente del sistema de Barreras Múltiples	39
4.2 Diseño del tren de tratamiento.....	41

4.2.1	Diseño del sistema de barreras múltiples.....	41
4.2.2	Descripción de la planta de tratamiento y justificación del tren de tratamiento .	43
4.3	Diseño del Experimento	46
4.3.1	Variables del experimento.....	47
4.3.2	Diseño experimental	48
4.3.3	Prueba piloto experimental	50
4.4	Preparación de la muestra sintética.....	51
4.5	Análisis de muestras	52
4.6	Evaluación de riesgo	53
CAPÍTULO V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		63
5.1	Cumplimiento de la NOM-127-SSA1-1994 Modificación 2000.....	63
5.2	Efecto de las barreras y tratamientos.	65
5.2.1	Sales.....	65
5.2.2	Metales	71
5.2.3	Organismos patógenos	77
5.2.4	Otros parámetros	78
5.2.5	Emergentes	80
5.3	Resultados de la evaluación de riesgo	81
5.3.1	Identificación de los peligros.	81
5.3.2	Caracterización y estimación de los efectos microbiológicos y químicos (Análisis Dosis-Respuesta).	83
5.3.3	Caracterización y evaluación de la exposición de la ingestión de agua tratada.	83
5.3.4	Caracterización del Riesgo	85
5.4	Algunas consideraciones finales	89
CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		92
REFERENCIAS		94
ANEXOS.....		102

Índice de figuras

Figura 2.1. Distrito de Agua del Condado de Orange, Sistema de recarga al acuífero, Fountain Valley, California 10

Figura 2.2. Windhoek, Namibia. Reúso directo de agua residual tratada 11

Figura 2.3. Big Springs, Texas. Reúso directo de agua residual tratada 11

Figura 2.4. Cloudcroft, Nuevo Mexico. Reúso directo de agua residual tratada. 12

Figura 2.5 Diagrama para la integración del manejo de riesgo y evaluación de riesgo químico 21

Figura 3.1 Sistema hidrológico del Valle del Mezquital y localización de los puntos de muestreo para evaluar la evolución de la calidad del agua residual en los cuerpos superficiales..... 28

Figura 3.2 Mapa del riesgo de infección por *Ascaris* en el Valle de Tula..... 38

Figura 4.1 Esquema del Tren de tratamiento propuesto para esta investigación. 42

Figura 4.2 Planta piloto. 42

Figura 4.3 Localización de los sitios de muestreo para cada réplica de los tratamientos. 48

Figura 5.1 Concentración promedio de SDT por Tratamiento. 65

Figura 5.2 Relación Sólidos Disueltos Totales con las sales. 66

Figura 5.3 Remoción de Cloruros en el Tratamiento I..... 67

Figura 5.4 Concentración de cloruros en los Tratamientos. 67

Figura 5.5 Comparación de las concentraciones de Fluoruro en las muestras..... 68

Figura 5.6 Concentraciones promedio de Nitratos por tratamiento. 69

Figura 5.7 Concentración de Sodio durante los Tratamientos..... 70

Figura 5.8 Comportamiento de Sulfatos por tratamiento. 71

Figura 5.9 Metales. Comparación de las concentraciones promedio en influente-efluente..... 71

Figura 5.10 Concentración promedio del Aluminio en los diferentes tratamientos..... 72

Figura 5.11 Comparación de la concentración promedio de Arsénico en el efluente de las barreras.73

Figura 5.12 Concentración promedio del Cadmio en los diferentes Tratamientos.74

Figura 5.13 Remoción de Hierro en los diferentes Tratamientos.....75

Figura 5.14 Concentración promedio de Manganeseo en los diferentes tratamientos.....76

Figura 5.15 Concentración promedio de Plomo en los diferentes tratamientos.76

Figura 5.16 Comportamiento de *E. coli* en la etapa de filtración.77

Figura 5.17 Comportamiento del pH durante los tratamientos.79

Figura 5.18 Comportamiento del pH en los Tratamientos II y III.....79

Figura 5.19 Comparación del comportamiento de la conductividad contra los SDT.80

Índice de tablas

Tabla 2.1. Clasificación bidimensional de riesgo.....	13
Tabla 2.2. Pasos involucrados en la Evaluación de Riesgo Microbiológico.....	14
Tabla 2.3. Métodos para el Diagnóstico de Infecciones y Enfermedades.....	16
Tabla 2.4. Parámetros de dosis-respuesta de mejor ajuste (humana).	18
Tabla 3.1 Valores Medios, Máximos y Mínimos de diversos parámetros en el agua residual del Emisor Central.....	30
Tabla 3.2 Calidad del agua en la obra de toma de la presa de Endhó.	31
Tabla 3.3 Calidad del agua cruda de los emisores Central y del Poniente y de los pozos ubicados en el Valle del Mezquital.....	32
Tabla 3.4 Contenido de microorganismos, representativos de tres grupos, en el agua de riego y riesgo de enfermedades entéricas, mayor al grupo control.	35
Tabla 3.5 Resumen de riesgos químicos en el Valle del Mezquital.....	36
Tabla 3.6 Resumen de riesgos microbiológicos en el Valle del Mezquital.....	36
Tabla 3.7 Rangos de infección (%) de <i>Giardia lamblia</i> por grupo de edad, en el Valle del Mezquital en Hidalgo.	37
Tabla 3.8 Prevalencia de parasitosis intestinales por <i>Ascaris lumbricoides</i> según la exposición y edad en El Valle del Mezquital.....	37
Tabla 4.1 Parámetros con concentraciones históricas mayores a los límites de la NOM-127-SSA1-1994, Modificación 2000.....	40
Tabla 4.2 Parámetros de interés no regulados en México.	40
Tabla 4.3 Parámetros evaluados en la presente investigación.....	41
Tabla 4.4 Resumen de las características de la planta piloto.....	45
Tabla 4.5 Parámetros Básicos (Tratamiento I).....	49
Tabla 4.6 Metales Pesados (Tratamiento II).....	49
Tabla 4.7 Microbiológicos (Tratamiento III).....	49

Tabla 4.8 Parámetros Emergentes (Tratamiento IV).....	49
Tabla 4.9 Volúmenes requeridos de agua sintética por tratamiento.	52
Tabla 4.10 Compuestos para la preparación de estándares.	52
Tabla 4.11 Análisis de muestras. Especificaciones.	53
Tabla 4.12 Modelos dosis-respuesta para <i>E. coli</i> y <i>A. lumbricoides</i>	57
Tabla 4.13 Factores de toxicidad para los compuestos que se evalúan en el modelo de riesgo.....	60
Tabla 4.14 Límite máximo aceptable para el agua de consumo humano en normas internacionales.....	61
Tabla 4.15 Datos de los grupos de población a considerar en la evaluación de riesgo.	62
Tabla 5.1 Resultados promedio por barrera del análisis de agua y comparación con la norma.	63
Tabla 5.2 Límites de cuantificación analítica.	64
Tabla 5.3 Remociones globales de los contaminantes (Influyente vs Efluente).	64
Tabla 5.4 Contaminantes y sus efectos a la salud.	82
Tabla 5.5 Factores de toxicidad para los compuestos que se evalúan en el modelo de riesgo.....	83
Tabla 5.6 Distribuciones de las variables utilizadas.	84
Tabla 5.7 Resultados del software de la caracterización del riesgo para el caso de niños.....	86
Tabla 5.8 Resultados del software de la caracterización del riesgo para el caso de adultos.....	87
Tabla 5.9 Riesgo potencial de desarrollo de cáncer para Arsénico.	87
Tabla 5.10 Probabilidad anual de Infección para organismos.	88

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

1.1 Planteamiento del problema

El crecimiento acelerado de la población de la Ciudad de México y su zona metropolitana ha ocasionado una fuerte demanda de agua (19 m³/s adicionales, actual: 35.2 m³/s), incitando la búsqueda de nuevas fuentes de abastecimiento para cubrir éstas y futuras necesidades (25 m³/s). Para atender esta problemática se contempla importar agua de tres posibles fuentes: la cuenca del Alto Tecolutla, la denominada IV Etapa del Cutzamala-Temascaltepec y la cuenca del Valle del Mezquital, esta última con un gran potencial pero con una gran polémica debido al origen mismo del agua subterránea, ya que es producto de la recarga de los acuíferos con agua residual sin tratar usada por más de 100 años en el riego de más de 80,000 ha agrícolas, donde el suelo ha jugado el papel de depurador del agua infiltrada.

1.2 Justificación

El reúso del agua en la agricultura se practica en el país en más de 250 000 ha, y es crucial para el manejo integral del agua en los países en desarrollo. La recarga incidental ocurre por la infiltración no intencional de agua residual al acuífero a partir de los excedentes del riego agrícola, o bien, de las fugas de las redes de distribución o del drenaje (Jiménez y Cifuentes, 2004).

De esta manera, la misma recarga incidental está propiciando el reúso indirecto de agua residual para consumo humano (Foster, 2001). El Valle del Mezquital, destaca por el hecho de ser el área más grande del mundo regada con agua residual (Mara y Cairncross, 1989) y, muy probablemente, una de las zonas con mayor recarga incidental (superior a 25 m³/s) (Jiménez y Cifuentes, 2004).

En 1938 se comenzó a notar el cambio de calidad del agua de consumo y más que tratarse de un problema de contaminación del acuífero local como se pensaba, lo que sucedió fue la sustitución del agua original por la residual infiltrada, ya que la primera fue agotada y su lugar ocupado por el agua de recarga artificial. En otras palabras, la población local consume hoy en día el agua que proviene de la infiltración del agua residual de la Ciudad de México, y ello lo ha realizado al menos por 30 años (Jiménez y Cifuentes, 2004).

La remoción natural que tiene el agua en su recorrido varía de acuerdo con el tipo de contaminantes y depende de factores como el trayecto recorrido por el agua, el tipo y la capacidad de remoción de diversos mecanismos en el suelo y la velocidad de infiltración. Se ha reportado, por ejemplo, que los parámetros que tienen que ver con la salinidad (sólidos disueltos y conductividad) y con los nitratos, si se siguen incrementando comprometerán en un futuro el empleo del agua subterránea como fuente de suministro (Jiménez, 2004).

Se desconoce cómo se llevan a cabo los procesos de depuración en detalle y cuánto durarán, pues si se rebasa la capacidad de depuración del suelo muy probablemente la

calidad del agua subterránea se deteriore marcada y rápidamente al grado de ser económicamente imposible su reaprovechamiento. Además podría verse afectada la salud de las comunidades de Tula.

Existen diversos estudios realizados en la zona del Valle del Mezquital que sugieren que es factible la potabilización mediante el uso de membranas, en particular mediante nanofiltración como proceso avanzado de tratamiento (Jiménez et al., 2008; FG y asociados, 2009; IMTA, 2010; y Lesser y asociados, 2013), aunque también es factible la propuesta de ultrafiltración y ósmosis inversa. Los estudios también coinciden en que es necesario evaluar su variabilidad y llaman la atención sobre ciertos parámetros a controlar en el sistema de potabilización que se proponga, en este caso: coliformes, sales, nitratos, algunos metales, materia orgánica de origen natural, y contaminantes emergentes.

Se ha planteado la posibilidad del reúso indirecto de agua residual para consumo humano, a partir de la importación de 6 500 L/s (INEGI, 2013) del acuífero del Valle del Mezquital, ya sea para el suministro de agua potable a la Ciudad de México o para la recarga del acuífero del Valle de México. La factibilidad de este reúso indirecto puede partir de la investigación a escala laboratorio de una planta prototipo para posteriormente llevarse a escala piloto para su operación continua en campo.

Además, se sabe que el reúso indirecto para consumo humano es posible; hay varias experiencias internacionales que documentan que es factible este reúso (Leverenz et al., 2011). Esos estudios muestran que el diseño de barreras múltiples para obtener la calidad de agua para consumo humano se establece para cada caso concreto de acuerdo a la calidad del agua a potabilizar. Además, la evaluación de riesgo es una herramienta metodológica (Haas, 2001) que permite establecer, en el caso particular del reúso indirecto de agua residual para el uso potable, la probabilidad de que la población servida pueda adquirir alguna infección por la presencia de patógenos, o la probabilidad de presentar daños en algún órgano como riñón, hígado, sistema endócrino, etc., por la exposición (de largo o corto plazo, dependiendo de la concentración) a compuestos presentes en el agua tratada. Por tanto, la evaluación de riesgo permite determinar si el tratamiento es óptimo para reducir los riesgos microbiológicos y químicos, incluidos los asociados a la desinfección con cloro.

Para éste proyecto de investigación se propone evaluar los peligros potenciales a la salud humana derivados del tratamiento de agua con características del agua subterránea del Valle del Mezquital, a través de un pretratamiento (procesos previos al uso de la tecnología de membranas) seguido de procesos avanzados, identificados como una secuencia de barreras para producir agua que cumpla con la normatividad vigente en el país para el consumo humano. El conjunto de barreras que se seleccionan se llevan a nivel de planta piloto, en laboratorio.

1.3 Hipótesis

- El reúso del agua subterránea del Valle del Mezquital para consumo humano es factible.
- El agua del efluente proveniente del sistema de tratamiento por barreras múltiples, propuestas para el prototipo es segura para consumo humano.

El agua tratada cumple con las especificaciones de calidad delimitadas en la Normatividad Oficial Mexicana Vigente: NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000. Salud Ambiental, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

1.4 Objetivos

Objetivo General

Identificar los peligros potenciales a la salud y estimar el riesgo microbiológico y químico en el efluente de un sistema de tratamiento por barreras múltiples para el reúso indirecto de agua residual.

Objetivos Particulares

i) Analizar el peligro potencial a la salud en el efluente de cada una de las barreras que se incorporan al sistema.

ii) Evaluar los peligros y riesgos asociados a los siguientes grupos de parámetros:

-Fisicoquímicos.

-Biológicos.

-Contaminantes emergentes.

1.5 Alcances y limitaciones

El prototipo se operará para la potabilización de agua con características del agua subterránea del Valle del Mezquital.

Los parámetros que se evaluarán en el prototipo, son:

Conductividad eléctrica, Turbiedad, Sólidos disueltos totales, Cloruros, Sulfatos, Nitratos, algunos metales, contaminantes emergentes y algunos organismos patógenos.

Se estimará el riesgo químico de los parámetros para los cuales exista la información toxicológica necesaria para llevar a cabo el análisis.

El riesgo microbiológico de los organismos se estimará, con los parámetros para los cuales exista información del modelo de infección dosis-respuesta para llevar a cabo el análisis.

En cuanto a los contaminantes para los cuales no existe aún información toxicológica, se retomarán las observaciones y recomendaciones de la literatura.

Operar la planta piloto prototipo para evaluar la confiabilidad de cada una de las barreras múltiples que comprenderá el tratamiento de potabilización.

Al estimar los riesgos se tomará en cuenta la normatividad existente.

1.6 Metas

Demostrar que se produce agua apta para consumo humano en el prototipo de potabilización integrado por barreras múltiples.

1.7 Resultados esperados

- Caracterización y cuantificación de los riesgos potenciales a la salud en el efluente de cada barrera del prototipo.
- Justificación de los procesos seleccionados para la integración del tren de potabilización en términos de riesgos a la salud.

CAPÍTULO II MARCO TEÓRICO

Considerando que las necesidades de aprovisionamiento de agua potable para la población de la Ciudad de México siguen en aumento, se ha planteado el uso de fuentes alternas de abastecimiento (Jiménez et al., 2004). Entre éstas, destaca el empleo del agua del acuífero del Valle del Mezquital, formado mediante la recarga artificial indirecta con el agua residual que envía la Ciudad de México, y que se emplea para riego para después incorporarse al acuífero de la zona. La sobresaturación de dicho acuífero ha dado lugar a la formación de nuevos manantiales (Jiménez et al., 2004); el más importante de estos, es el de Cerro Colorado, que con un gasto de 600 L/s abastece de agua a las comunidades de Tezontepec, Tetepango, Mixquiahuala, Progreso y Francisco Madero; es decir, proporciona agua a 130 mil personas (de acuerdo a los datos del INEGI para el año 2000).

Aunque el suelo actúa como medio depurador y remueve gran cantidad de los contaminantes que originalmente se encuentran presentes en el agua residual de la Ciudad de México con eficiencias mayores al 90% (Jiménez, 2007), algunos estudios han demostrado que en algunas zonas el agua infiltrada contiene bacterias coliformes (Gallegos et al., 1999; CEPIS, 2002).

Aunado a esto, estudios recientes realizados en el Instituto de Ingeniería (Jiménez, 2005, Murillo et al., 2006, Silva, 2008 y Chávez et al., 2011) reportan la presencia de compuestos orgánicos considerados contaminantes emergentes que deben ser eliminados del agua de suministro por sus efectos adversos potenciales en la salud de la población. Debido a su baja concentración y persistencia en el ambiente, su eliminación por métodos convencionales resulta en ocasiones poco efectiva. La tecnología de membranas de nanofiltración se ha planteado como una alternativa para la remoción de este tipo de compuestos (Kimura et al., 2003).

Por ello, en este capítulo se presenta el estado del arte relacionado a las opciones de reúso de agua residual, la recarga de acuíferos, los sistemas de tratamiento que se han empleado y recomiendan según los casos reportados en la literatura, así como la calidad esperada, la normatividad y las medidas de protección para asegurar su uso para el consumo humano

2.1 Opciones de reúso de agua residual

Para el reúso del agua para consumo humano existen dos opciones: (1) el reúso no intencional que se produce cuando se descargan efluentes, tratados o no, a fuentes de suministro de agua; y (2) el reúso planificado que resulta de los proyectos de ingeniería para este propósito. Los casos de reúso no intencional se han documentado en varios lugares. Por ejemplo en el río Támesis en Inglaterra, durante los períodos secos, el 70 % del agua utilizada para el abastecimiento aguas abajo, se origina como efluente tratado (Gray, 2008). Del mismo modo, en el río Santa Ana en California una gran parte del

abastecimiento se compone de agua residual tratada (Sedlak et al., 2000, 2003), mientras que en Berlín 17-35 % del suministro de agua a la ciudad se origina como efluente de un tratamiento avanzado que descarga a una fuente de abastecimiento cercana (Jekel & Gruenheid, 2008).

Para el reúso planificado o intencional hay dos opciones disponibles: directo e indirecto. Para el segundo se utiliza agua residual tratada para recargar un acuífero. A los métodos para el reúso directo planeado que tratan el agua residual con el fin de usarla una vez más como fuente de abastecimiento se les conoce como ciclo urbano cerrado y no es tan común. Aunque si bien es cierto que hoy en día existe la tecnología adecuada para producir agua potable a partir de cualquier tipo de fuente de agua, en materia de costos, la fiabilidad de un sistema público, y la percepción pública siguen siendo las principales preocupaciones. En los últimos años, debido al aumento de la demanda de agua urbana, en muchos países se ha comenzado a planificar proyectos indirectos para reutilizar el agua para beber. Entre estos se incluyen los EE.UU., Australia, Bélgica, Francia, México, España y Sudáfrica (Crook et al., 2005).

Como reutilizar el agua para beber no es todavía una práctica común, no hay estándares generalmente aceptados. El marco normativo ideal debe referirse no sólo a un conjunto de parámetros y valores, sino también a: (1) la necesidad de separar los efluentes industriales de las descargas de agua residual municipal; (2) el tratamiento del agua; (3) la fiabilidad de los sistemas; (4) las barreras para una seguridad adicional; (5) el tamaño y las características del acuífero en relación a la recarga; (6) las condiciones de potabilización; y (7) los tipos de monitoreo de rutina y vigilancia (Jiménez, 2014; Jiménez, 2003; Thoeve et al., 2003).

2.2 Recarga de acuíferos

A nivel mundial, los acuíferos son, por muchas razones, una importante fuente de agua que adquiere vital importancia en las regiones áridas y semiáridas. La recarga natural de los acuíferos se produce muy lentamente. La explotación continua del agua subterránea a un ritmo superior a la recarga natural, da lugar a la sobreexplotación, con efectos asociados que van más allá de extraer simplemente el agua. Para mitigar estos impactos, ahora se está realizando la recarga de acuíferos con agua recuperada (Jiménez, 2003), y se ha convertido en una acción importante de la gestión integrada de los recursos hídricos.

La recarga del acuífero no es, en sí, un uso del agua recuperada, pero con frecuencia forma parte de la vía hacia el reúso. Esto es porque el acuífero actúa como depósito de agua, en el que el agua se almacena para su uso posterior, justo como en una presa, pero en este caso en el subsuelo (Jiménez, 2003). El almacenamiento sub-superficial de agua ofrece beneficios económicos, ambientales y de salud en comparación con el almacenamiento de agua superficial (Dillon y Jiménez, 2008). Recargando agua se puede extraer para el

suministro agrícola, industrial y potable (uso indirecto para el consumo humano). (Jiménez, 2014).

Casos de estudio de la recarga de acuíferos con agua residual tratada

Intencional

1. Berlín, Alemania (Jekeland y Gruenheid, 2008): Un ciclo urbano semi cerrado del agua se ha establecido en Berlín. Aproximadamente el 56% del agua potable se deriva de la filtración a través de la ribera del lago Tegel, el cual es también el lugar de eliminación del agua residual producida por la ciudad, y recibe el 14% de la recarga artificial. En algunos sitios, la calidad del agua superficial está fuertemente influenciada por el efluente de agua residual doméstica bien tratada (por ejemplo, del 15 al 50% y que asciende a un total de 86,400 m³ día⁻¹). Diferentes investigaciones han demostrado que el agua extraída a través de la filtración de la ribera del lago, es segura y puede ser utilizada para el suministro doméstico, incluso sin la cloración. El paso por el suelo actúa eficazmente como una barrera para la eliminación de toxinas de algas, bacterias patógenas y la mayoría de los residuos farmacéuticos. Los principales requisitos para ello son largos tiempos de transporte del flujo y de residencia, con un intervalo de 5-6 meses durante condiciones anóxicas. El uso a largo plazo de la filtración y recarga (por aproximadamente 100 años) se basa en la biodegradación sostenible y en eficiencias confiables.
2. Condado de Orange, Los Ángeles (Jiménez y Asano, 2008): El plan inicial del proyecto de reúso indirecto para uso potable data de 1954 y fue instalado en el Condado de Orange, cerca de Los Ángeles. La infiltración de agua residual tratada en lagunas y agua proveniente del río Santa Ana, que en los meses secos se compone en su totalidad de las descargas de efluentes de agua residual tratada, se utilizó para recuperar los acuíferos agotados que son fuente de suministro de agua potable (Dillon y Jiménez, 2008). El almacenamiento en el acuífero y su transferencia y recuperación (a través de pozos de inyección y recuperación independientes) inició en el Condado de Orange en 1976.
3. Culpen, Bélgica (van Houtte, 2001): Una laguna de infiltración de 20.000 m² se utiliza actualmente para recargar anualmente 2.500.000 m³ de agua reutilizada. El efluente secundario utilizado, es tratado mediante un proceso de membrana, el cual ha demostrado que elimina los contaminantes emergentes. Antes de extraer el agua, se desplaza en el interior del acuífero de 40 a 60 m para lograr un tiempo de residencia mínimo de 6 semanas. (Jiménez, 2014)

No intencional

1. Hanoi, Vietnam (Chiltonand y Kinniburgh, 2003): El agua residual doméstica e industrial se vierte directamente a drenes que descargan en ríos y canales, algunos parcialmente revestidos y otros no. El agua residual se infiltra en el material aluvial recargando un acuífero intensamente explotado para el suministro municipal. En la

década de 1990 se informó que el agua subterránea ya contenían amoníaco (5-20 mg/L), materia orgánica, y algunos metales.

2. Valle de Tula, Hidalgo, México (Jiménez y Chávez, 2004): El agua residual sin tratar de la Ciudad de México, una ciudad de 22 millones de habitantes, se utiliza para riego agrícola en un área de aproximadamente 85,000 hectáreas en el Valle del Mezquital. Esta práctica comenzó hace más de 150 años. Como resultado, el nivel freático en el valle ha ascendido. La tasa de recarga se ha estimado mayor a 2,160,000 m³/día y ha producido el surgimiento de nuevos manantiales que vierten diariamente de 8,649 a 51,840m³ en los últimos 45 años. Esta fuente '*natural de agua recuperada*' se utiliza para suministrar agua a 500,000 habitantes, utilizando sólo cloración como tratamiento. Varios estudios han demostrado que el agua potable cumple con la norma vigente, así como otros 288 parámetros internacionales para agua potable, incluyendo pruebas toxicológicas.

3. Hat Yai, Tailandia (Foster et al., 1998): Es la tercera ciudad más grande de Tailandia y se encuentra en una llanura costera de baja altitud sobre sedimentos aluviales. Es dependiente en gran medida de agua subterránea para el abastecimiento de agua. La ciudad se encuentra sin alcantarillado y los sistemas de saneamiento no son factibles de instalar debido al nivel freático poco profundo durante la estación húmeda. La descarga del drenaje urbano tiene lugar ya sea directamente en los cuerpos de agua superficiales o en sumideros. Se estima que el 20% del agua residual pasa directamente al subsuelo a través de las unidades de saneamiento que no cuentan con alcantarillado. El resto a través de canales sin revestimiento, que también reciben el escurrimiento de agua de lluvia. Hay descargas industriales adicionales de la industria del caucho, alimentos, y de la industria de la madera. Como resultado de la elevada extracción de agua subterránea dentro del área urbana, se ha reducido de manera significativa el nivel piezométrico del acuífero semiconfinado. Además se presentan pérdidas sustanciales del acuífero somero hacia el acuífero semiconfinado, y actualmente la filtración lenta a través de los canales representa la componente más importante de la recarga subterránea. En total, se estima que la recarga de agua subterránea ha aumentado de 170 a 370 mm/año como consecuencia de la urbanización, del 60 al 80% por filtraciones del canal y un 20-40% por agua no contaminada. Concentraciones elevadas de amonio, cloruros y sulfatos se presentan en el acuífero semiconfinado, en la zona correspondiente al centro de la ciudad, como consecuencia de la mala calidad del agua de las filtraciones del canal.

4. Tucson, Arizona (Geltetal, 1999): La recarga incidental se ha estimado en 3 m³/s; en su mayoría de efluentes vertidos por las dos grandes plantas de tratamiento de agua residual. En comparación, la recarga natural es de 0.3 m³/s. El agua subterránea es la principal fuente de agua en la región, tanto para usos municipales como agrícolas.

5. Sana'a, Yemen (Foster et al., 1998): Esta ciudad se encuentra en gran parte sin alcantarillado (88%). Los vertidos a través de grietas en el subsuelo forman el componente principal de la recarga urbana, contribuyendo con 400 l/s en 1993 (75% del total estimado). Las fugas del alcantarillado contribuyen con 110 l/s adicionales, con un tercio procedente de efluentes industriales. También hay una recarga adicional proveniente de la infiltración de Wadi (término de la cultura árabe para identificar algún tipo de aljibes o jagüeyes) durante las inundaciones esporádicas. Como resultado de la recarga urbana, los niveles de agua subterránea en el ciudad son estables o van en aumento, especialmente en pozos someros, en contraste con la tendencia hacia la disminución a nivel de la cuenca (Jiménez, 2014).

2.3 Reúso directo de agua residual tratada

Hay un caso emblemático de reúso directo de agua residual desde 1968, en Namibia, África; posteriormente ha habido otros casos que no han tenido la aceptación de la población como el caso de Big Springs, Texas (Leverenz, 2011), así como otros muy recientes en desarrollo como el de Singapur (Funamizu et al., 2008).

Caso Namibia

El reúso directo para consumo humano de agua residual tratada es una práctica que tiene como antecedente emblemático el caso de Namibia desde 1968 (van der Merwe, 2005). La potabilización del agua residual en Namibia pasa por un tratamiento de múltiples barreras, permanentemente monitoreadas, que cuenta con la evaluación de riesgo (Ander & Forss, 2011).

Las barreras múltiples son una serie de procesos que trabajan para remover contaminantes del agua. Esta técnica permite incrementar la eficiencia y éxito de los métodos de potabilización. También permite diseñar métodos de potabilización que pueden producir muestras de agua que cumplan necesidades específicas, según el sistema para el que serán usadas. (WHO, 2004).

La Planta de Reúso de Agua de Nuevo Goreangab (NGWRP, por sus siglas en inglés) en Windhoek, Namibia, es una planta de tratamiento de agua que produce agua potable a partir de agua residual. El estudio fue desarrollado con un Análisis de Árbol de Fallas (FTA) que proporcionó una estimación de riesgo del proceso de tratamiento en la planta (Ander & Forss, 2011). Se hizo énfasis en la salud de los consumidores considerando la calidad microbiológica del agua potable.

Además se desarrolló una Evaluación Cuantitativa de Riesgo Microbiológico (QMRA) para el modelo de la Planta Nuevo Goreangab, con diferentes escenarios. Por consiguiente se obtuvo el riesgo anual de infección de los consumidores, por patógenos como *Norovirus*, *Giardia* y *Cryptosporidium* para agua potable de los consumidores (Ander & Forss, 2011).

El agua residual es tratada en la Planta Nuevo Goreangab con cuatro procesos principales: tratamiento convencional, ozonización, membrana de ultrafiltración y cloración. Los propósitos del agua residual tratada para consumo humano siempre involucran diferentes tipos de riesgo y por tanto el control y la evaluación de riesgo es particularmente importante.

Desde el año de 1968 la capital de Namibia, Windhoek, ha usado el agua residual tratada como una de sus fuentes de agua potable (Van del Merwe 2005), la cual, hoy en día representa cerca del 14% de la producción de agua potable de la ciudad (Menge et al., 2006).

2.4 Objetivos y procesos de tratamiento para el reúso de agua residual

En este apartado se mencionan algunos sistemas de tratamiento que están actualmente en funcionamiento y/o en construcción. Estos ejemplos de proyectos son importantes porque los diagramas de flujo de los procesos y las tecnologías de tratamiento empleadas han sido aceptados por diversas autoridades reguladoras por ser capaces de producir agua potable.

A continuación se esquematizan los diferentes tratamientos utilizados en 4 casos específicos de reúso potable indirecto y directo.

La Figura 2.1 describe el proceso que realiza el Condado de Orange, en California, que es uno de los casos de reúso indirecto exitosos, no por esto aceptados totalmente por la población. El proceso consiste en un pretratamiento con barreras de filtración para pasar a un tratamiento avanzado con ósmosis inversa y oxidación avanzada para finalmente recargar al acuífero.

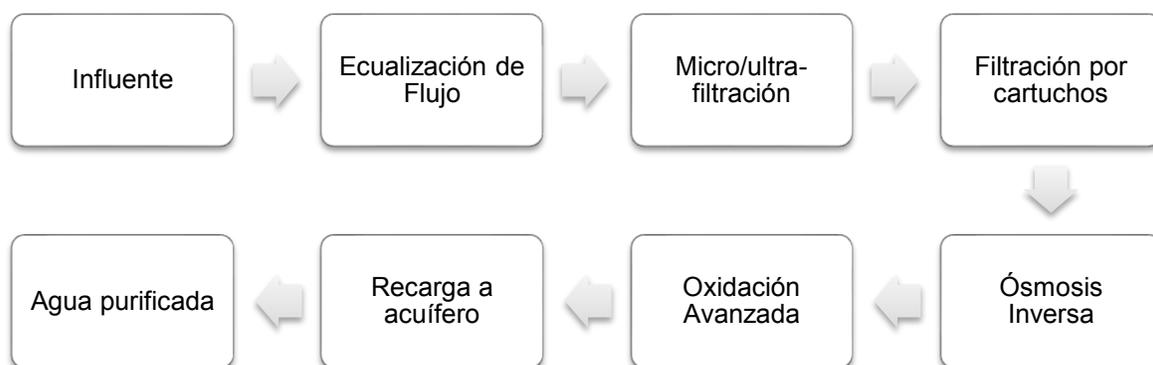


Figura 2.1. Distrito de Agua del Condado de Orange, Sistema de recarga al acuífero, Fountain Valley, California (Leverenz et al, 2011).

En la Figura 2.2 se muestra el caso más exitoso y con más tiempo del reúso directo proveniente de un efluente de agua residual tratada; cuenta con pretratamiento, tratamiento secundario (biológico) para pasar a una membrana de ultrafiltración y finalmente a la de distribución.

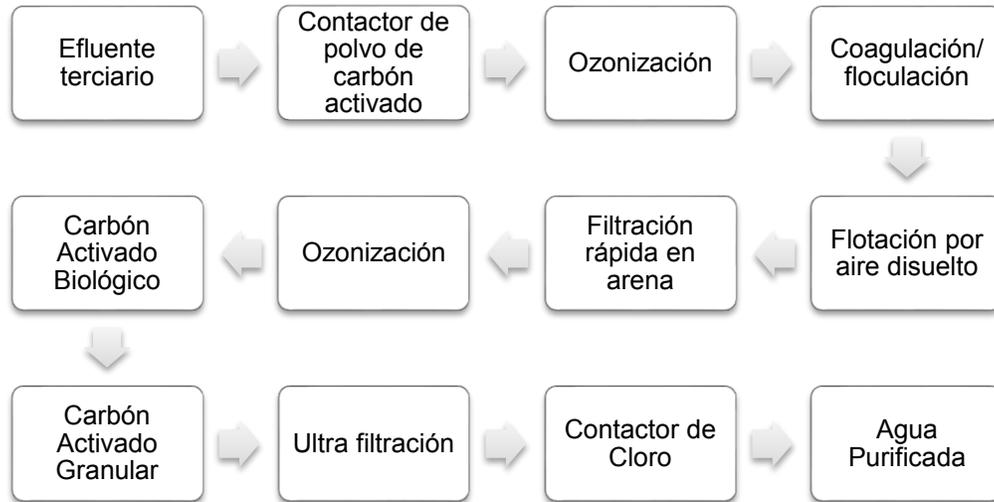


Figura 2.2. Windhoek, Namibia. Reúso directo de agua residual tratada (Leverenz et al., 2011).

En la Figura 2.3 se muestra el esquema de tratamiento que se realiza en Big Springs, Texas, otro caso de reúso directo, pero con un proceso más largo, cuenta con un depósito de almacenamiento cubierto, para realizar después otros tres tratamientos antes de clorarla, mezclarla y distribuirla a la población.

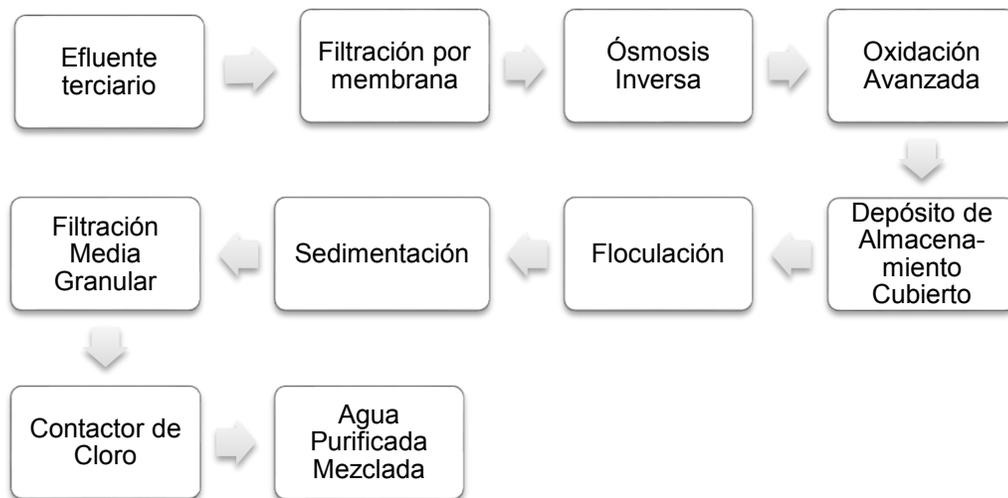


Figura 2.3. Big Springs, Texas. Reúso directo de agua residual tratada (Leverenz et al., 2011).

Finalmente en Cloudcroft, Nuevo México (Figura 2.4) se realiza también un tratamiento del efluente de agua residual tratada, pasando por procesos avanzados de tratamiento, tres desinfecciones para finalmente mezclarla con agua purificada antes de su distribución.

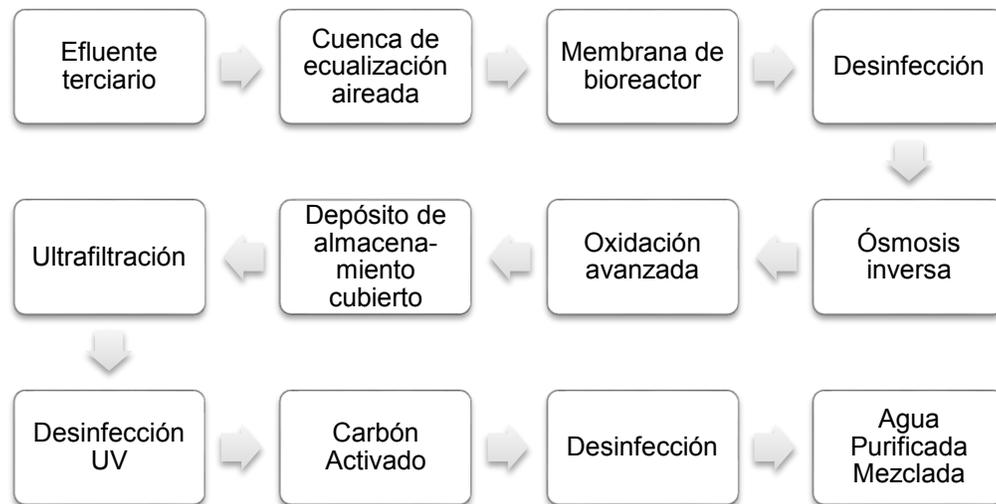


Figura 2.4. Cloudcroft, Nuevo Mexico. Reúso directo de agua residual tratada (Leverenz et al., 2011).

2.5 Calidad del agua para el reúso indirecto de agua residual - Normatividad

Actualmente no hay legislación establecida para la calidad del agua para consumo humano cuando proviene de agua residual tratada. Hay normas para la calidad requerida para la inyección al acuífero, por ejemplo, en México existe la norma NOM-014-CONAGUA-2004. Por ello, la referencia son los límites permisibles para los parámetros considerados por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2011) y la normatividad propia de cada país. Con el fin de ilustrar los parámetros regulados, en la Tabla 1, en el Anexo 1, se resumen los límites permisibles de la normatividad, tanto nacional como internacional, de mayor renombre para la calidad de agua potable: por la WHO, en Estados Unidos, EPA (Environmental Protection Agency), y la norma mexicana (NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000). La lista comprende más de 140 parámetros, de los cuales, por ejemplo sólo la WHO presenta un límite permisible para Bario y para Níquel, entre otros.

2.6 Evaluación de riesgo del agua potabilizada para garantizar el uso seguro para consumo humano

El riesgo puede definirse en la forma más simple como "la posibilidad de pérdida, daño o lesión". Esta definición incluye dos conceptos separados; la probabilidad de un evento y la gravedad de ese evento. Estos dos conceptos se ilustran en la Tabla 2.1, y este modelo ayuda a la priorización de los riesgos de cualquier acción de reducción de riesgos. Es evidente que los riesgos que necesitan una acción más urgente son alta probabilidad –

gravedad alta (cuadrante superior derecho). Los que necesitan poca, o ninguna, atención son baja probabilidad - baja severidad (cuadrante inferior izquierdo).

Tabla 2.1. Clasificación bidimensional de riesgo.

Severidad de daño	Baja probabilidad de daño grave (Debe darse atención prioritaria intermedia)	Alta probabilidad de daño severo (Necesita atención más urgente)
	Baja probabilidad de daño leve (Probablemente puede ser ignorada o dar baja atención prioritaria)	Alta probabilidad de daño leve (Debe darse atención prioritaria intermedia)
Probabilidad de ocurrencia		

La evaluación de riesgo puede definirse como un proceso sistemático para describir y cuantificar los riesgos asociados con sustancias peligrosas, procesos, acciones o eventos (Covello, 1993).

Teniendo en cuenta el enfoque sobre la salud humana y el medio ambiente, la definición de riesgo implica la posibilidad de efectos adversos sobre la salud o las consecuencias ambientales, y la incertidumbre sobre la ocurrencia, magnitud, o el tiempo cuando se manifiestan las consecuencias. Se dispone de varias medidas numéricas para cuantificar la ocurrencia, magnitud, y el momento de las consecuencias para la salud y el medio ambiente, mientras que la incertidumbre es mejor cuantificada usando los métodos bien establecidos de la teoría de la probabilidad.

Por lo tanto, el riesgo puede ser cuantificado mediante la identificación de los posibles daños a la salud o las consecuencias ambientales y la estimación de su magnitud y sus probabilidades de ocurrencia.

Ahora bien, dentro de los métodos de evaluación de riesgo se tiene una gran división, que debido a la naturaleza y necesidades de la investigación se ha empleado durante el proyecto; por un lado la Evaluación Cuantitativa de Riesgo Microbiológico, que se utilizó para todo lo relacionado con los parámetros biológicos y por otro la Evaluación Cuantitativa de Riesgo Químico, que por ende se utilizó para evaluar el riesgo de los parámetros químicos. A continuación se describen con detalle cada uno de ellos.

2.6.1 Evaluación Cuantitativa de Riesgo Microbiológico

El enfoque de la Evaluación de Riesgo Microbiológico Cuantitativo (QMRA por sus siglas en inglés) difiere de los enfoques epidemiológicos en que este último busca medir los niveles reales de la enfermedad en la población, mientras que el primero intenta calcular el riesgo de lo que se sabe, o se puede inferir, sobre la concentración de patógenos particulares en el suministro de agua y la infectividad de los patógenos a los seres humanos.

La evaluación de riesgo en relación con los suministros de agua potable se lleva a cabo por diversas razones (Percival et al., 2000):

- Predecir la carga de enfermedades debido a fuentes de agua en la comunidad, en condiciones de brotes y también en condiciones donde no los haya. Esto es útil para determinar el impacto de las mejoras en el suministro de agua en la salud y actuar como un conductor hacia otras mejoras.
- Ayudar a establecer estándares microbiológicos para los suministros de agua potable que darán niveles tolerables de enfermedad dentro de las poblaciones que beben de esa fuente.
- Identificar la mejor opción costo-beneficio para reducir los riesgos microbiológicos a la salud de los consumidores de agua potable.
- Ayudar a determinar el tratamiento óptimo del agua balanceando riesgos microbiológicos contra riesgos químicos por productos de la desinfección.
- Proveer una infraestructura conceptual para ayudar a individuos y organizaciones a entender la naturaleza y el riesgo del y para su agua y como estos riesgos pueden ser minimizados.

El enfoque cuantitativo de la evaluación de riesgo microbiológico está basado en el paradigma de la evaluación de riesgo químico y ha sido revisado por Haas et al., (1999). La evaluación de riesgo química, es un procedimiento formalizado que involucra cuatro pasos clave (Tabla 2.2), cada uno descrito a continuación:

Tabla 2.2. Pasos involucrados en la Evaluación de Riesgo Microbiológico (Adaptada de Consejo Nacional de Investigación, 1983).

Paso	Objetivo
1. <i>Formulación del problema e identificación del riesgo</i>	Describir el entorno ambiental en general y patógenos relevantes que puede provocar efectos agudos o crónicos a la salud humana.
2. <i>Análisis dosis-respuesta</i>	Encontrar la apropiada relación entre exposición al patógeno e infección o enfermedad (de estudios epidemiológicos).
3. <i>Evaluación de la exposición</i>	Determinar el tamaño y naturaleza de las poblaciones expuestas a cada uno de los patógenos identificados por vía, cantidad y duración de la exposición.
4. <i>Caracterización del riesgo</i>	Integrar la información de la exposición y dosis respuesta, para expresar resultados de salud pública, tomando en cuenta la variabilidad e incertidumbre de las estimaciones.

Formulación del problema e identificación del riesgo

La identificación del riesgo es tanto del agente microbiano y el espectro de las enfermedades humanas y las enfermedades asociadas con el microorganismo específico. Los tipos de resultados clínicos van desde infecciones asintomáticas hasta la muerte. Estos datos provienen de la literatura clínica y los estudios de microbiología clínica. La patogenicidad y la virulencia del microorganismo son de gran interés, así como el espectro completo de la enfermedad humana que puede resultar de microorganismos específicos.

Aquí debe abordarse la respuesta del huésped a los microorganismos en lo que respecta a la inmunidad y las exposiciones múltiples y la adecuación de los modelos con animales para el estudio de los impactos humanos. Para completar este paso en la evaluación de riesgos son necesarias investigaciones de enfermedades endémicas y epidémicas, estudios de casos, estudios de hospitalización y otros datos epidemiológicos. La transmisión de la enfermedad es a menudo específico a un microorganismo; por lo tanto, en algunos casos la transmisión (y en cierta medida la exposición) está ligado a la identificación del peligro para el riesgo microbiano. Nuevos métodos, tales como la epidemiología molecular, se pueden utilizar para realizar un seguimiento de microorganismos específicos del paciente al retorno de nuevo al ambiente, el cual será de gran valor para precisar el papel del medio ambiente en la transmisión de diversos tipos de microorganismos y enfermedades.

El término infeccioso es un adjetivo que proviene de la palabra infectar (es decir, para contaminar con la sustancia que produce la enfermedad, los gérmenes, o bacterias) y describe aquellos agentes que son capaces de reproducirse en asociación con el proceso de la enfermedad y por lo tanto para transmitirlos a los demás.

Los principales grupos de microorganismos infecciosos incluyen bacterias, hongos, protozoos, priones y virus.

Los elementos de la identificación de los peligros de los microorganismos son descriptivos, mecánicos, y en algunos casos cuantitativos, e involucra la evaluación de los microorganismos, el proceso de la enfermedad y la vigilancia de enfermedades.

Los pasos en la identificación de los peligros microbiológicos son los siguientes:

1. Identificación del microorganismo como causa de enfermedades humanas asociadas con la prueba utilizando los postulados de Koch, que demuestran que el agente se encuentra y es la causa de los tipos específicos de la enfermedad y cuando se transmite causa una enfermedad similar en la persona recién expuesta.
2. Desarrollo de herramientas de diagnóstico que identifican los síntomas, la infección, y más específicamente, el microorganismo en muestras colectadas.

3. Comprensión del proceso de la enfermedad, desde la exposición a la infección con el desarrollo de la patología, la enfermedad y la muerte.
4. Identificación de las posibles vías de transmisión.
5. Evaluación de factores de virulencia y los componentes del microorganismo y su ciclo de vida que ayudan a la comprensión de la transmisión y el proceso de la enfermedad.
6. El uso de las herramientas de diagnóstico para evaluar la incidencia y prevalencia de la enfermedad en las poblaciones (riesgo endémico) y para la investigación de brotes epidémicos (riesgos).
7. Desarrollo de modelos (por lo general, los modelos animales) para estudiar el proceso de la enfermedad y enfoques para el tratamiento.
8. Evaluación de la función del sistema inmune del huésped en la lucha contra la infección y el posible desarrollo de vacunas para la prevención.
9. Los estudios epidemiológicos asociados con diferentes exposiciones.

Tabla 2.3. Métodos para el Diagnóstico de Infecciones y Enfermedades.

Método	Enfoque	Ventajas/Desventajas
<i>Síntomas y descriptores clínicos</i>	Basado en los síntomas de la persona (dolor de cabeza) e impactos medibles (fiebre, comezón)	Puede fácilmente diagnosticar o identificar a las personas infectadas; sin embargo, no es generalmente agente específico sino más genérico.
<i>Diagnóstico Clínico</i>	Basado en especímenes de prueba (heces, esputo, sangre) para ver la presencia del "agente"	Puede específicamente identificar el agente; sin embargo, el paciente debe entregar una muestra y debe existir un método de prueba para el agente
<i>Respuesta de anticuerpo</i>	Una prueba indirecta (sangre o en algunos casos saliva) para buscar la presencia de anticuerpos que el cuerpo produce como resultado de una infección.	Es específico al agente; sin embargo, puede no ser capaz de determinar el momento de la exposición y la infección.

Análisis dosis-respuesta

La dosis-respuesta está dirigida a la caracterización matemática de la relación entre la dosis administrada y la probabilidad de infección en la población expuesta. Los microorganismos se miden en las dosis que se utilizan rutinariamente para contar el microbio específico en el laboratorio, tales como los recuentos de colonias en medios de cultivo para las bacterias, los recuentos de placa en cultivo de células en busca de virus, y el recuento microscópico directo de quistes/ooquistes para los protozoos.

Dado un conjunto de datos de dosis-respuesta, es decir, la exposición de las poblaciones a varias dosis de microorganismos y la medición de la respuesta (como una infección), se pueden calcular los mejores parámetros de ajuste para esa relación dosis-respuesta mediante técnicas estándar de máxima verosimilitud.

Generalmente, se pueden ajustar varios modelos a los datos disponibles en un sentido estadísticamente aceptable y, sin embargo, pueden proporcionar estimaciones muy diferentes para el riesgo en una dosis baja extrapolada. Con la aplicación de la evaluación del riesgo microbiológico (QMRA), es posible probar la adecuación potencial de las diferentes funciones de dosis-respuesta mediante su validación con datos observados en brotes epidemiológicos.

Los modelos exponenciales y beta-Poisson son dos relaciones dosis-respuesta que se pueden desarrollar a partir de supuestos biológicamente plausibles sobre el proceso de infección (Haas, 2001).

Modelo exponencial:

$$P = 1 - e^{-kD}$$

Donde:

D = Dosis del patógeno;

k = fracción de patógenos que sobreviven para producir una infección.

Modelo Beta-Poisson:

$$P_{infección} = 1 - \left[1 + \left(\frac{D}{N_{50}} \right) (2^{1/\alpha} - 1) \right]^{-\alpha}$$

Donde:

D = Dosis del patógeno;

α y N_{50} son parámetros de la distribución Beta-Poisson usados para describir la variabilidad en la infección.

Además de estos modelos casi-mecánicos, existe una variedad de modelos empíricos, tres modelos que se han utilizado (principalmente en la evaluación de riesgos químicos), son: Log-logística, Weibull, y Log-probit.

Los límites de confianza de los parámetros indicados en la Tabla 2.4 se utilizan como base para la extrapolación de dosis baja. Sin embargo, es pertinente mencionar que en general los estudios de dosis-respuesta se han realizado con adultos sanos y no pueden, por lo tanto, reflejar la respuesta de la población en general.

Tabla 2.4. Parámetros de dosis-respuesta de mejor ajuste (humana).

Organismo	Exponencial k	Beta-Poisson		Referencia
		N ₅₀	α	
<i>Poliovirus I</i>	109.87			Minor et al. 1981
<i>Rotavirus</i>		6.17	0.2531	Haas et al. 1993; Ward et al. 1986
<i>Virus Hepatitis A</i> ^(a)	1.8229			Ward et al. 1958
<i>Adenovirus 4</i>	2.397			Couch et al. 1966
<i>Ecovirus 12</i>	78.3			Akin 1981
<i>Coxsackie</i> ^(b)	69.1			Couch et al. 1966
<i>Salmonella</i> ^(c)		23 600	0.3126	Haas et al. 1966
<i>Salmonella typhosa</i>		3.6 x 10 ⁶	0.1086	Hornick et al. 1966
<i>Shigella</i> ^(d)		1120	0.2100	Haas et al. 1999
<i>Escherichia coli</i> ^(e)		8.60 x 10 ⁷	0.1778	Haas et al. 1996
<i>Campylobacter jejuni</i>		896	0.145	Medema et al. 1996
<i>Vibrio cholera</i>		243	0.25	Haas et al. 1996
<i>Entamoeba coli</i>		341	0.1008	Rendtorff 1954
<i>Cryosporidium parvum</i>	238			Haas et al. 1995 Dupont et al. 1995
<i>Giardia lamblia</i>	50.23			Rose et al. 1991

(a) Dosis en gramos de heces (de excreción de individuos infectados).

(b) Cepas mezcladas de B4 y A21

(c) Múltiples (no tifoideas) cepas patogénicas (*S. pullorum* excluida).

(d) *flexneri* y *dysenteriae* mezcladas.

(e) No cepas de enterohemorrágico (excepto O111).

Fuente: Haas & Einsenberg, 2001.

Evaluación de la exposición

La evaluación de la exposición es un intento por determinar el tamaño y la naturaleza de la población expuesta y la ruta, las concentraciones, y la distribución de los microorganismos y la duración de la exposición. La descripción de la exposición incluye no sólo la ocurrencia sobre la base de las concentraciones, sino también la prevalencia (con qué frecuencia se encuentran los microorganismos) o la distribución de los microorganismos en el espacio y en el tiempo. La evaluación de la exposición depende de los métodos adecuados de recuperación, detección, cuantificación, la sensibilidad, la especificidad, la virulencia y viabilidad, así como los estudios y modelos que traten el análisis del transporte y destino a través del medio ambiente.

A menudo, la concentración en el medio asociado con la exposición directa (por ejemplo, agua potable) no se conoce, pero debe estimarse a partir de otras bases de datos. Por lo tanto, es necesario el conocimiento sobre la ecología de estos microorganismos, como fuentes de información acerca del medio ambiente, el transporte, y el destino (movimiento a través del suelo, el aire y el agua), así como los porcentajes de inactivación y la

supervivencia en el medio ambiente, la capacidad de volver a crecer como en el caso de algunas bacterias y la resistencia a factores ambientales (temperatura, humedad, luz del sol, etc.).

La vía de exposición de interés en esta tesis es la ingestión (escenario de ingestión oral) de agua; para estimar la dosis de ingestión se aplica la ecuación:

$$Dosis = C \times \frac{1}{R} \times I \times 10^{-DR} \times V$$

D = Dosis del patógeno (UFC/1000 ml, por día).

C = Concentración de microorganismos patógenos en agua (UFC/100 ml)

R = Recuperación del método de detección (%).

I = Fracción de los patógenos detectados que es capaz de infección (viabilidad) (%).

DR = Eficiencia de remoción o inactivación del proceso de tratamiento, expresado como factor de reducción decimal ($DR = 0$ cuando las concentraciones en el producto final están disponibles).

V = Consumo de agua diario individual (L).

Caracterización del riesgo

La caracterización del riesgo es una integración de los tres pasos para estimar la magnitud del problema de salud pública, entender la variabilidad y la incertidumbre del peligro.

Esta definición abarca esencialmente considerar cuatro distribuciones:

1. El espectro de los resultados de salud
2. Los límites de confianza que rodean el modelo dosis-respuesta
3. La distribución de la ocurrencia del microorganismo
4. La distribución de la exposición

La presencia del microorganismo y la exposición se pueden caracterizar mejor a través de las distribuciones que tomen en cuenta factores relacionados con la recuperación del método analítico y las tasas de supervivencia (tratamiento o inactivación). Además, parte de la evaluación de riesgos (los resultados de salud y los modelos de dosis-respuesta) pueden tener aplicabilidad en muchas vías de transmisión y diferentes rutas de exposición

(mariscos, agua recreativa y agua potable). Los supuestos hechos en cada nivel del proceso de evaluación del riesgo microbiológico van a influir en el resultado y en la variabilidad de los indicadores de riesgo. Se pueden evaluar los supuestos y las extrapolaciones necesarias y los datos que muestren la mayor variabilidad o incertidumbre en el modelo pueden explorarse en términos de su influencia en la magnitud del riesgo.

2.6.2 Evaluación Cuantitativa de Riesgo Químico

La mayoría de los productos químicos que pueden encontrarse en el agua potable son un problema de salud sólo después de una exposición prolongada de más de año, en lugar de meses.

Por lo general, los cambios en la calidad del agua se producen progresivamente, a excepción de aquellas sustancias que se descargan o se filtran de forma intermitente a los cauces de agua superficial o a suministros de agua subterránea, por ejemplo, aquellas provenientes de vertederos contaminados.

En algunos casos, hay grupos de productos químicos que se derivan de fuentes relacionadas a la cloración, por ejemplo, los subproductos de la desinfección (DBP's por sus siglas en inglés) y puede ser que no sea necesario establecer normas para todos los subproductos de desinfección para los que no hay valores de referencia. Si se practica la cloración, los trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos (HAA) serán los principales subproductos de desinfección. Si el ion bromuro está presente, habrá subproductos bromados, así como los producidos por la desinfección con cloro.

Varios de los elementos inorgánicos para los que se han establecido valores de referencia son reconocidos como elementos esenciales en la nutrición humana. Por eso es de suma importancia la evaluación del riesgo que pueden causar estas sustancias dado que su presencia en agua o en los alimentos cotidianos constituye rutas de exposición. Existe para la evaluación del riesgo químico, al igual que para el riesgo microbiológico, un proceso de 4 pasos que se describen a continuación (Covello & Merkhofer, 1993). Se puede observar que para ambas evaluaciones de riesgo, la formulación del problema, la caracterización de la exposición y del riesgo, son etapas comunes, y la diferencia esencial radica en que i) en el riesgo microbiológico se evalúa el riesgo de infección, mientras que para el riesgo químico es posible cuantificar el peligro de efectos a la salud si se rebasa la exposición a una concentración de referencia y/o estimar la probabilidad de desarrollo de cáncer para aquellos compuestos aceptados como carcinogénicos para el hombre; ii) esta diferencia tiene implicaciones en el análisis de los efectos a la salud humana, de manera que para la evaluación del riesgo microbiológico corresponde a los modelos de dosis-respuesta utilizados para evaluar la probabilidad de infección, y en la estimación del riesgo químico equivale a valores de riesgo para efectos cancerígenos o no ya encontrados a través de estudios toxicológicos reconocidos; y iii) el modelo para cuantificar los peligros o riesgos a la salud.

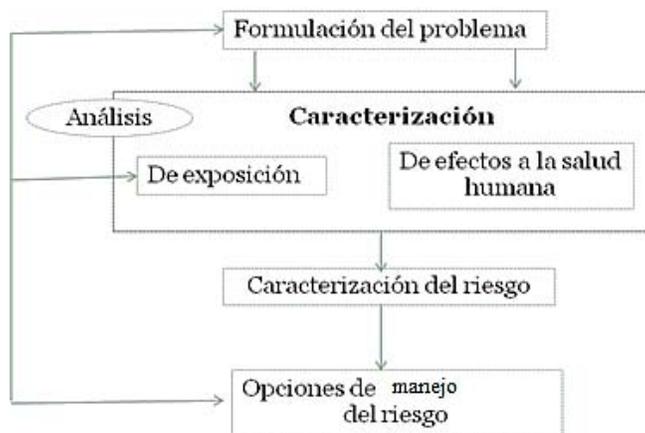


Figura 2.5 Diagrama para la integración del manejo de riesgo y evaluación de riesgo químico

Formulación del problema e identificación de los peligros

En esta primera etapa del proceso de evaluación del riesgo químico consiste en describir y cuantificar el potencial de una fuente de riesgo para liberar o introducir agentes de riesgo en un entorno accesible para las personas, plantas, animales u otras cosas a las que la gente pueda estar expuesta.

Esta parte suele incluir una descripción de los tipos, cantidades, tiempos, y las probabilidades de la liberación de sustancias tóxicas, la energía cinética, u otros agentes de riesgo, así como una descripción de cómo estos atributos pueden cambiar como resultado de diversas acciones o eventos.

Evaluación de la exposición

La evaluación de la exposición consiste en describir y cuantificar las condiciones y características relevantes de la exposición humana a agentes producidos o emitidos por una fuente de riesgo determinada.

Las evaluaciones de exposición incluyen típicamente una descripción de la intensidad, frecuencia y duración de la exposición a través de diversos medios, vías de exposición, la naturaleza y las características de las personas, y cualquier otra condición que pueda afectar las consecuencias. La mayoría de las evaluaciones de riesgo se enfocan en la exposición crónica a compuestos químicos, es decir interesa evaluar los daños potenciales a la salud humana por la exposición prolongada; sin embargo, para aquellos compuestos reconocidos como carcinogénicos para el hombre se sabe que la exposición actual a una dosis podría tener manifestaciones de desarrollo de cáncer hasta muchos años después, y que puede ser suficiente con una exposición incidental.

Como antes se indicó, la vía de exposición de interés en esta tesis es la ingestión de agua potable (escenario de ingestión oral) y la ecuación correspondiente para calcular la dosis de exposición por ingestión de agua es la siguiente.

$$Dosis = \frac{C \times TI \times FE \times DE \times f_c}{PC \times E}$$

Donde:

<i>Dosis</i> = dosis exposición (mg/kg/día)	<i>f_c</i> = factor de conversión (=1 mg/1.000 µg)
<i>C</i> = concentración de exposición (µg/L)	<i>FE</i> = factor exposición (días/año)
<i>TI</i> = tasa ingestión (L/día)	<i>PC</i> = peso corporal (kg)
<i>DE</i> = duración de la exposición (años)	<i>E</i> = esperanza de vida (días)

Caracterización de los efectos a la salud

La evaluación de las consecuencias a la salud consiste en describir los efectos potenciales evaluados en estudios toxicológicos que pueden esperarse por la exposición a un compuesto químico para el cual, la solidez de esos estudios reconocidos por la WHO, han proporcionado una valor de referencia. Por ejemplo, si los estudios indicaron que puede ocasionar lesiones hepáticas por la exposición crónica a través de la vía de ingestión oral, entonces cuantificaron el valor de la dosis de referencia identificada como RfD (por sus siglas en inglés *reference dose*) y es un valor reportado en mg/kg-d; de manera que si la cuantificación de riesgo de exposición es menor a ese valor, podrá afirmarse que no se espera observar daños a la salud, mientras que si es mayor existe un daño hepático potencial para el escenario de exposición evaluado. Si las investigaciones reportaron que hay un riesgo de desarrollo de cáncer a lo largo de la vida del individuo expuesto, entonces los estudios han reportado en qué órgano del cuerpo humano puede llegar a desarrollarse el cáncer y proporcionaron un valor conocido como el valor de pendiente Sf (por sus siglas en inglés: *slope factor*); en este caso, la cuantificación de riesgo está expresada como una probabilidad de desarrollo de cáncer.

Estimación del riesgo

La estimación del riesgo consiste en considerar los resultados de la evaluación de la presencia del compuesto en el escenario evaluado, las características de la exposición y los valores de referencia para la evaluación de las consecuencias a la salud, para producir mediciones cuantitativas de riesgo a la población evaluada.

2.6.3 Métodos para la estimación cuantitativa de riesgo

En la mayoría de las evaluaciones de riesgos, se presenta una de dos situaciones:

1. En el proceso asociado al riesgo está suficientemente bien entendido que las relaciones funcionales entre las variables importantes pueden ser supuestas, pero los valores de algunas de las variables no se conocen.
2. Los aspectos de la física, química, biología, o de otro tipo de ciencia e ingeniería de los riesgos son tan poco conocidos, que las relaciones funcionales entre las variables importantes no pueden asumirse como conocidas.

Estas situaciones determinan si el procedimiento para cuantificar el riesgo a la salud se basa en datos puntuales aislados, observados para el escenario de exposición, para las variables importantes, y para las otras variables se asumen valores congruentes a las relaciones funcionales. El objetivo de la estimación puntual es utilizar una muestra para calcular un número que representa en cierto sentido una buena suposición del valor verdadero del parámetro. El número resultante se llama estimación puntual. (Devore, 2007).

Una estimación puntual de un parámetro θ es un número único que puede ser considerado como un valor sensible de θ . Se obtiene una estimación puntual seleccionando un estadístico apropiado y calculando su valor con los datos muestrales dados. El estadístico seleccionado se llama estimador puntual de θ .

La principal desventaja de este método es que utiliza un sólo valor numérico en cada parámetro de la fórmula general, por lo que se tienen que asignar los valores para la fórmula, eligiendo aquellos que se crean más convenientes y dejando fuera las diversas posibilidades.

Una alternativa para incluir la variabilidad en la exposición es optar por el método probabilístico para la cuantificación de riesgo, el cual puede ser más adecuado que el determinístico para evaluaciones complejas, incluidas las de agregar exposiciones a diferentes agentes de riesgo, y la exposición individual en función del análisis de tiempo, dosis y efectos.

Método probabilístico

Los análisis probabilísticos incluyen técnicas que se pueden aplicar formalmente para abordar tanto la incertidumbre y la variabilidad. Por lo general surge de las limitaciones de datos, modelos o para formular adecuadamente los escenarios utilizados en la evaluación de riesgos. La probabilidad se utiliza en la ciencia, los negocios, la economía y otros campos para examinar los datos existentes y estimar la probabilidad de ocurrencia de un evento, por ejemplo de efectos sobre la salud, a la lluvia o a la fatiga mental (EPA, 2014).

Para considerar la variabilidad, las distribuciones de probabilidad se interpretan como que representan la frecuencia relativa de un determinado estado del sistema (por ejemplo, que

los datos se distribuyen de una manera determinada); para el análisis de la incertidumbre, las distribuciones de probabilidad representan el grado de confianza que existe en un determinado estado del sistema (por ejemplo, que tenemos los datos apropiados; Cullen y Frey, 1999). El análisis de riesgo probabilístico a menudo se define estrictamente para indicar un proceso estadístico utilizado para analizar y evaluar la variabilidad de los datos disponibles o para analizar la incertidumbre a través del conjunto de datos.

En la estimación de la exposición por el método probabilístico, cada elemento de la fórmula general de la dosis de exposición está definido por una serie de valores.

La estimación probabilística de la exposición es en términos generales, un procedimiento que utiliza modelos matemáticos para representar la probabilidad de encontrar las diferentes dosis de exposición en una población con características específicas.

La principal ventaja del método probabilístico es que provee una descripción cuantitativa del grado de variabilidad para los estimadores de la dosis. El análisis cuantitativo de la variabilidad y la incertidumbre, proporciona más información de la exposición que cuando se realiza por medio de una estimación puntual (EPA, 2001).

La estimación probabilística de riesgo se apoya en la técnica numérica de la simulación Monte Carlo (MC), que hace uso de la probabilidad para imitar, mediante modelos matemáticos, el comportamiento aleatorio de fenómenos (procesos o eventos) reales.

La importancia actual del método Montecarlo se basa en la existencia de problemas que tienen difícil solución por métodos exclusivamente analíticos o numéricos, pero que dependen de factores aleatorios o se pueden asociar a un modelo probabilístico artificial (resolución de integrales de muchas variables, minimización de funciones, etc.). Gracias al avance en diseño de las computadoras, cálculos Montecarlo que en otro tiempo hubieran sido inconcebibles, hoy en día se presentan como asequibles para la resolución de ciertos problemas. En estos métodos el error $\sim 1/\sqrt{N}$, donde N es el número de pruebas y, por tanto, ganar una cifra decimal en la precisión implica aumentar N en 100 veces. La base es la generación de números aleatorios los cuales se utilizan para calcular probabilidades. Conseguir un buen generador de estos números así como un conjunto estadístico adecuado sobre el que trabajar son las primeras dificultades a encontrar a la hora de utilizar este método (INE, 2005).

La clave consiste en crear un modelo global del proceso que se quiere analizar (para esta tesis son los modelos de riesgo microbiológico y químico), identificando aquellas variables (parámetros) cuyo comportamiento aleatorio determina el comportamiento del fenómeno (corresponde a las variables de los modelos de la dosis diaria de exposición). Una vez identificados dichos parámetros o variables aleatorias, se lleva a cabo un ensayo que consiste en (1) generar (con ayuda de la computadora) muestras aleatorias (valores) para cada uno de los parámetros (distribuciones de probabilidad a generar para las variables de interés); y (2) analizar el comportamiento del sistema (ecuaciones de dosis de exposición y estimación del riesgo microbiológico y químico) ante los valores generados.

Tras repetir n veces el experimento, se dispone de n observaciones sobre el comportamiento del modelo, que serán de utilidad para entender el funcionamiento del mismo. El análisis será más preciso cuanto mayor sea el número de n experimentos que se lleven a cabo, hay que mencionar que los programas computacionales permiten desarrollar un gran número de repeticiones (del orden de los miles de operaciones) lo que simplifica este proceso.

Usando el método probabilístico, cada parámetro de la ecuación está definido como variables aleatorias con una distribución probabilística. La figura siguiente esquematiza el cálculo de la dosis de exposición utilizando Monte Carlo.

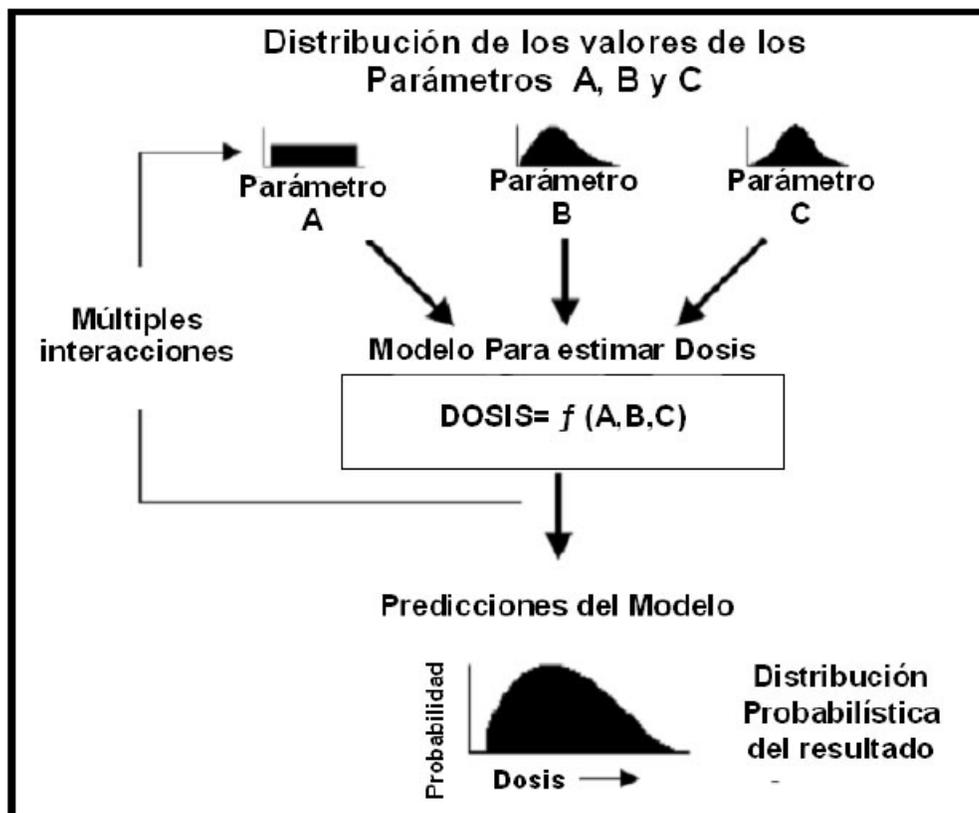


Figura 2.6. Estimación Probabilística de riesgo de exposición (INE, 2005).

La etapa fundamental en este método es identificar las distribuciones probabilísticas que definen cada variable en las ecuaciones (parámetros como la concentración del contaminante, ingesta, peso corporal, etc.).

Utilizando los datos obtenidos, se busca la distribución probabilística que mejor los ajuste (Log-Normal, Exponencial, Normal, etc.).

Como ya se señaló, la simulación Monte Carlo se realiza por medio de programas computacionales, actualmente existen diversos paquetes comerciales que facilitan el proceso (Crystal Ball, @RISK, DLP, Risk Software). Cualquiera que se utilice deberá contar con un procedimiento para ajustar los valores a las diferentes distribuciones probabilísticas, en caso de que el software no cuente con esta opción, se puede auxiliar con distintos programas estadísticos para esta finalidad.

En cuanto a las tasas de ingesta, el peso corporal de los individuos y las otras consideraciones de la exposición, deben medirse directamente en la población de estudio; o bien, se puede hacer uso de los valores citados en la literatura científica o en diversos manuales, por ejemplo: el Manual de Factores de Exposición de la EPA (EPA 2002b, EPA 1997). Este manual, resume la información sobre el comportamiento humano y las características que afectan su exposición a los contaminantes ambientales indicando intervalos de valores que se pueden considerar para estimar la dosis de exposición.

Una vez que se han definido todos los parámetros de las ecuaciones, se procede a realizar la primera iteración del modelo. Una iteración representa una combinación específica de valores de cada parámetro, realizar n veces la iteración se denomina modelar o dicho en otras palabras, construir la simulación por Monte Carlo.

El método Probabilístico genera un intervalo de valores expresado como una Distribución de Probabilidad.

CAPÍTULO III SITIO DE ESTUDIO

La zona del Mezquital se encuentra en el Valle de Tula, al sur del Estado de Hidalgo. Se localiza aproximadamente a 100 km al norte de la Ciudad de México, entre 19° 54' y 20°30' de latitud norte y 99° 22' y 98° 56' longitud oeste a una altitud promedio de 1 900 msnm. La zona de riego abarca más de 85 000 ha y comprende los Distritos de Riego 03 (Tula), 100 (Alfajayucan) y 25 (Ixmiquilpan). El clima es templado subárido con temperatura media anual de 17°C, una precipitación del orden de 550 mm y evapotranspiración de 1750 mm. La época de lluvias se limita a los meses de junio a septiembre (Jiménez y Cifuentes, 2004).

Aproximadamente 45 m³/s de agua residual sin tratar y de agua pluvial salen al norte de la Ciudad de México que posteriormente se emplean en el riego de tierras de cultivo. (Jiménez y Cifuentes, 2004).

En el Distrito de Riego 03 hay aproximadamente 380 000 habitantes distribuidos en 294 localidades. La única fuente de suministro de agua para estas personas es la del subsuelo, para lo cual cuentan con 206 pozos profundos y alrededor de 40 norias o manantiales. Del subsuelo se extraen 7.4 m³/s, 64% de este volumen para fines industriales, 22% para actividades agropecuarias y 14% para consumo doméstico. Sólo el 55% de las fuentes de suministro municipal son cloradas y 52% se encuentran localizadas en las zonas de riego o cerca de los canales, por lo que reciben la influencia directa de las infiltraciones (Jiménez et al., 1997).

En 1938 se comenzó a notar el cambio de calidad del agua de consumo y más que tratarse de un problema de contaminación del acuífero local como se pensaba, lo que sucedió fue la sustitución del agua original por la residual infiltrada, ya que la primera fue agotada y su lugar ocupado por el agua de recarga artificial. En otras palabras, la población local consume hoy en día el agua que proviene de la infiltración del agua residual de la Ciudad de México, y ello lo ha realizado al menos por 30 años (Jiménez et al., 2004).

3.1 Descripción del proceso de la recarga no intencional de los acuíferos del Valle del Mezquital

El reúso del agua en la agricultura se practica en el país en más de 250 000 ha, y es crucial para el manejo integral del agua en los países en desarrollo. La recarga incidental ocurre por la infiltración no intencional de agua residual al acuífero a partir de los excedentes del riego agrícola, o bien, de las fugas de las redes de distribución o del drenaje. De esta manera, la misma recarga incidental está propiciando el reúso de agua residual para consumo humano (Foster, 2001). El Valle de Tula, mejor conocido como Valle del Mezquital, destaca por el hecho de ser el área más grande del mundo regada con agua residual sin tratamiento (Mara y Cairncross, 1989) y, muy probablemente, una de las zonas con mayor recarga incidental (superior a 25 m³/s).

3.1.1 El riego y la recarga artificial en el Valle de Tula

El Valle de Tula, por sus características fisiográficas, carece de agua para la agricultura. Sin embargo, a finales del siglo XVIII el agua residual de la Ciudad de México comenzó a ser enviada a esta zona a través de tres conductos: el Interceptor Poniente (1789), el Gran Canal (1898) y el Emisor Central (1975), con el doble propósito de desalojar los excedentes de agua de lluvia para evitar inundaciones y desalojar el agua residual. El agua que así llegaba comenzó a ser aprovechada en forma oficial en 1989 para la generación de energía eléctrica (plantas hidroeléctricas de Juandhó y La Cañada; Domínguez, 2001) y se reportaba que en 1912 era utilizada para el riego (Cruz Campa, 1965). Sin embargo, existen reportes de riegos localizados desde 1896 a partir del río Salado en las zonas de Tlaxcoapan, Tlalhuelilpan y Mixquiahuala.

El empleo del agua residual mejoró la economía de la región. En 1920, se construyó un sistema para distribuir y regular el flujo del agua residual para la agricultura que incluyó la presa Requena (Figura 3.1) y que fue complementado en 1936 por las presas Taxhimay y Endhó.

Para 1938 toda la zona plana, entre Tula y Mixquiahuala, formaba parte del Distrito de Riego número 03. Conforme fue aumentando el volumen generado de agua residual de la Ciudad de México se incrementó la superficie de riego de 14,000 ha en 1926, a 28,000 en 1950, 42,460 en 1965, hasta alcanzar en la actualidad 85 000 hectáreas.

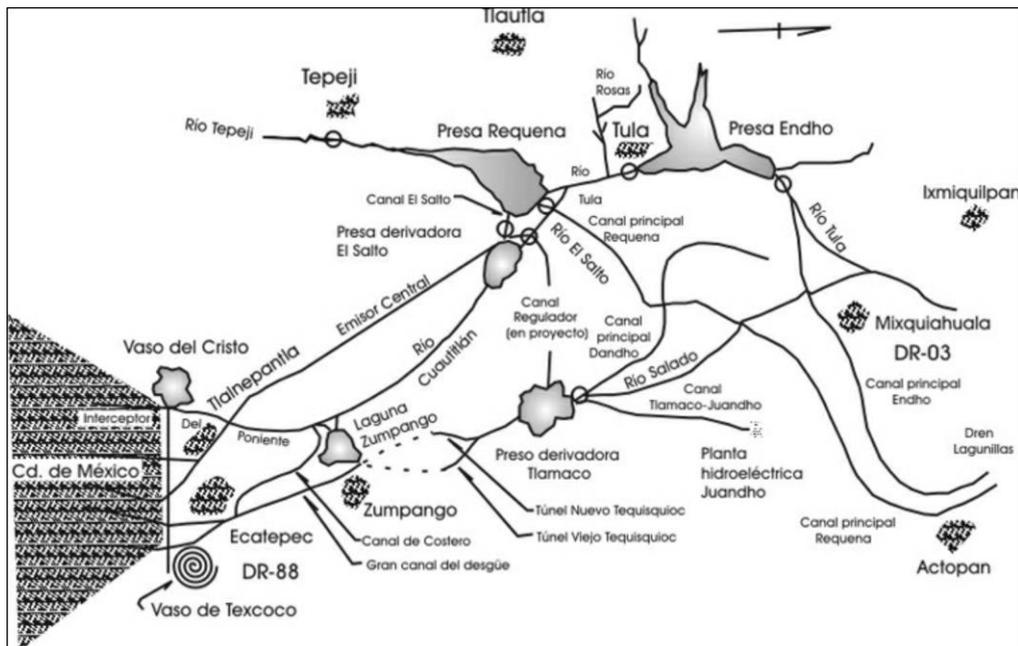


Figura 3.1 Sistema hidrológico del Valle del Mezquital y localización de los puntos de muestreo para evaluar la evolución de la calidad del agua residual en los cuerpos superficiales (Jiménez et al., 2000).

Las elevadas láminas de riego (1.5 a 2.2 m/ha-año) usadas para lavar las sales de los suelos dañinas para la agricultura, así como el transporte del agua residual a lo largo de canales sin revestir han resultado en la recarga del acuífero local y en la formación de nuevos depósitos de extensiones mucho mayores a la original. En 1998, el *British Geological Survey* (BGS, 1998) calculó que dicha infiltración asciende al menos a 25 m³/s (13 veces la recarga natural, sin la presencia de agua residual, Jiménez et al., 1999).

Hoy en día, en sitios donde el agua subterránea se encontraba a 50 m de profundidad, afloran manantiales con gastos de 40 a 600 L/s. Estas nuevas fuentes de agua se han constituido en el único suministro para todas las actividades de la región. El manantial de Cerro Colorado con 600 L/s, es uno de los más grandes y de él se abastecen los poblados de Mangas, Tezontepec, Ajacuba y San Salvador (Jiménez et al., 1997).

El exceso de agua en la región se refleja también en los cuerpos superficiales, por ejemplo, el caudal base del río Tula incrementó en casi ocho veces su valor original (de 1.6 m³/s a 13 m³/s) en 50 años (de 1945 a 1995).

Además de constituir una nueva fuente de agua, la recarga no intencional ha originado un cambio ecológico en la región, pues de ser el Valle de Tula una zona semidesértica, hoy en día cuenta con diversos manantiales, han aparecido humedales y diversas tierras sufren hoy en día de inundaciones (Mangas, Tezontepec, Ajacuba y San Salvador) que limitan su uso para la agricultura. Por la gran cantidad de agua acumulada en el acuífero del Valle de Tula se plantea hoy en día que podría utilizarse incluso para satisfacer la demanda en la Ciudad de México con aportaciones de 6 a 10 m³/s (Jiménez et al., 2003 y Jiménez y Chávez, en prensa), y competir con el agua que se planea traer de Temascaltepec (a 200 km de distancia y a 1200 msnm). Al hacer esto se resolvería por una parte el problema de drenaje agrícola, el de salinización de las zonas anegadas en Tula y se evitaría la pérdida por evaporación del líquido (0.95 m³/s).

3.1.2 Modificación de la calidad del agua a su paso por canales superficiales

En 1995 llegaba a Tula un gasto promedio de 52 m³/s de agua residual, del cual 40 m³/s escurren en forma continua a lo largo del año ya que provienen del agua residual doméstica, industrial y comercial de la Ciudad de México; los 12 m³/s restantes corresponden al valor promedio anual de los excedentes de lluvia (mayo a octubre, unas horas por día) y por tanto en gastos muy variables y mucho mayores al valor promedio (Domínguez, 2001).

La calidad del agua en ambas épocas del año, estiaje y lluvias, es mala, a pesar de la supuesta dilución con el agua de lluvia. La Tabla 3.1 presenta datos de calidad del agua residual en el emisor Central reportados por Capella en 1995. Esta calidad del agua residual mejora en su recorrido hasta llegar al Valle de Tula. Este fenómeno ocurre en los cuerpos superficiales mediante la degradación biológica, la fotólisis, la desorción, la oxidación, la

precipitación y la dilución. Este conjunto de procesos es conocido como la capacidad autodepuradora de ríos y corrientes. También la calidad se modifica por el paso del agua a través del suelo por la adsorción, la absorción (en plantas y suelo), la oxidación, la precipitación y la degradación biológica. Estos principios son usados como técnicas de tratamiento de agua en un proceso que se conoce como “Tratamiento en suelo”.

Tabla 3.1 Valores Medios, Máximos y Mínimos de diversos parámetros en el agua residual del Emisor Central.

Parámetro	Estiaje			Lluvias		
	<i>Media</i>	<i>Mín</i>	<i>Máx</i>	<i>Media</i>	<i>Mín</i>	<i>Máx</i>
DBO, mg/L	240	20	330	180	40	420
Sólidos suspendidos, mg/L	295	60	1500	264	52	3383
SAAM, mg/L	13	1.5	28	13	5	24
Grasas y aceites, mg/L	40	5	185	40	2	235
Nitrógeno, mgN-NTK/L	26	18	47	17	2	61
Fósforo, mg P-PT/L	10	1	19	8.3	0.2	27
Huevos de helmintos, H/L	14	6	23	27	7	93
Coliformes fecales, NMP/100 mL	4.9×10^8	1.2×10^8	5.2×10^9	7.4×10^8	7.1×10^7	2.4×10^9

Fuente: Capella, 1995.

DBO es la demanda bioquímica de oxígeno y es una medida de la contaminación producida por la materia orgánica biodegradable que hay en el agua; es la responsable de consumir el oxígeno disuelto. En agua limpia, su valor es de aproximadamente 5 mg/L.

SAAM o sustancias activas al azul de metileno mide la concentración de detergentes que contaminan el agua, la concentración debiera ser cero en agua limpia.

Huevos de helmintos son los huevos que producen las lombrices que parasitan al intestino humano.

Se ha demostrado que mejora la calidad del agua residual que se transporta de la Ciudad de México al Valle del Mezquital debido al fenómeno de autopurificación, y los valores obtenidos de la calidad del agua al final del valle son similares a los que se presentan a la salida de una planta de tratamiento de agua de nivel secundario y con nitrificación parcial (Jiménez et al., 2004). En este caso la depuración ocurre por el transporte del agua a través de canales superficiales, y como no hay un sistema de desinfección, el contenido al final del trayecto de los indicadores de contaminación microbiológica, los coliformes fecales, alcanzan valores de 10^4 , en lugar de 10^3 como ocurriría en una depuradora.

Después de todo el proceso de purificación natural del agua en el valle, aguas abajo de la presa Endhó, el río Tula recibe nuevamente descargas de las pequeñas comunidades de la región y el agua vuelve a estar contaminada con nitrógeno amoniacal, materia orgánica y bacterias (coliformes fecales de 10^6 - 10^7) (Tabla 3.2). Además, como este río se alimenta en más de 90% de los excedentes del acuífero, a parte de los contaminantes antes mencionados, el río contiene altas concentraciones de nitratos (superiores a 8 mgN/L).

Tabla 3.2 Calidad del agua en la obra de toma de la presa de Endho.

Parámetro	Unidad	Promedio estiaje	Promedio lluvias	
Coliformes fecales	NMP/100 ml	6.5 x 10 ⁶		1.0 x 10 ⁷
Oxígeno disuelto	mg/L	0.15		0.25
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	17		17
Nitrógeno amoniacal	N-NH ₃	8.2		8.1
Nitratos	N-NO ₃	0.02		0.02
Fosfatos	mg/L	3.3		3.25
Huevos de helmintos	H/L		0.3	

Fuente: CNA, Jiménez et al., 2003

3.1.3 Modificación de la calidad del agua a su paso por el suelo

Se estima que en promedio 25 m³/s de agua residual se infiltra al subsuelo de Tula y forman un acuífero (Jiménez et al., 2004). Se observa en la Tabla 3.3 datos de calidad del agua promedio a la salida de la Ciudad de México en los emisores Central y Poniente, así como de agua subterránea de pozos del Valle del Mezquital (Teocalco y Tezontepec). Estos datos muestran que la remoción varía de acuerdo con el tipo de contaminantes y depende de factores como el trayecto recorrido por el agua, el tipo y la capacidad de remoción de diversos mecanismos en el suelo y la velocidad de infiltración. En particular se observa que la remoción es negativa para los parámetros que tienen que ver con la salinidad (sólidos disueltos y conductividad) y con los nitratos; si la tendencia de este comportamiento sigue incrementándose, comprometerán en un futuro el empleo del agua subterránea como fuente de suministro.

Se desconoce cómo se llevan a cabo los procesos de depuración del agua residual en detalle y cuánto duran, pues si se rebasa la capacidad de depuración del suelo muy probablemente la calidad del agua subterránea se deteriore marcada y rápidamente, al grado de ser económicamente imposible su reaprovechamiento.

Tabla 3.3 Calidad del agua cruda de los emisores Central y del Poniente y de los pozos ubicados en el Valle del Mezquital.

Parámetros	Emisores	Teocalco		Tezontepec	
	<i>Promedio</i>	<i>Promedio</i>	Eficiencia	<i>Promedio</i>	Eficiencia
Carbono orgánico total	112	18.0	84	28.±28	75
DBO	450	4.0	99	23±52	95
DQO	476	11	99	8.0±7.0	98
Color	140	4	97	5±2.5	96
Nitrógeno amoniacal	28	0.7	98	0.08±0.06	100
Detergentes (SAAM)	6	0.2	97	0.15±0.3	98
Sólidos disueltos	850	945±101	-11	1040	-22
Sólidos suspendidos totales	118	4	97	3.0±4.0	98
Arsénico	0.008	0.002±0.002	75	0.004±0.004	50
Boro	1.1	0.50	53	0.6±0.1	44
Cadmio	0.003	0.002	33	0.002±0.002	33
Cobre	0.07	0.015	77	0.02±0.02	69
Cromo total	0.042	0.004	90	0.004±0.003	90
Dureza total	215	325	-51	455	-110
Hierro	1	0.04	96	0.15±0.32	86
Fósforo	3	0.1	96	0.2±0.2	93
Manganeso	0.09	0.004	96	0.01±0.02	89
Níquel	0.1	0.02	85	0.01±0.02	80
Nitrógeno Total	37	1.5	96	1.6±2.8	96
Plomo	0.09	0.02	77	0.02±0.02	77
Zinc	0.22	0.04	82	0.05±0.1	77
Cianuros	0.009	0.008	11	0.006±0.005	33
Nitratos	0.8	24±27	-2900	18±17	-2150
Sulfuros	3.4	1.2	65	1.0±1.4	71
Coliformes fecales	106	2	4 log	4.0	6 log
Coliformes totales	107	16	6 log	27	7 log
<i>E. histolytica</i>	0.6	ND	100	0	100
Huevos de helmintos	20	0	100	0	100
<i>Salmonella</i>	POSITIVO	ND	100	0	100
<i>Shigella</i>	POSITIVO	ND	100	0	100

Fuente: Jiménez et al., 2003, Jiménez y Chávez, en prensa y Jiménez, 2003.

Se han documentado algunos procesos en los que el suelo depura el agua en el Valle del Mezquital. Por ejemplo, se ha incrementado el contenido de fósforo (2-9 g P/m²) y de nitrógeno total en la capa arable del suelo (0.2 kg N/m²) en 80 años de riego a 14-25 g P/m² y 0.8 kg N/m², respectivamente. La razón por la cual el aumento del nitrógeno es menor que el del fósforo se debe a que el segundo es muy poco móvil en el suelo y tiende a acumularse en él, mientras que el primero es mucho más soluble, por lo que una parte se lixivia. Lo anterior explica los elevados contenidos de nitrógeno en forma de nitratos en el agua freática y de drenaje de algunas localidades de la zona (BGS, 1998).

Además, el suelo recibe materia orgánica del agua residual. En suelos regados por más de 65 años con esta agua el contenido promedio ha aumentado de 2 % a 4.6 %, lo que también beneficia la productividad del suelo.

En cuanto al aporte de metales, a pesar de que las concentraciones en el agua residual, son bajas y no rebasan los límites establecidos en la normatividad mexicana, el riego adiciona anualmente pequeñas cantidades (entre 0.15 a 0.28 g/m² de Pb, <0.009 a 0.011 g/m² de Cd, 0.19 a 0.40 g/m² de Cu y 0.49 a 1.13 g/m² de Zn según Gutiérrez Ruiz et al., 1995, Siebe, 1994). Así, en sitios regados con agua residual sin tratar por más de 80 años se observa una acumulación en la capa arable por encima de los niveles de fondo regionales de 3 a 6 veces. No obstante, la fracción disponible es muy baja y no se han rebasado los niveles críticos estipulados en la normatividad internacional. Como ejemplo, el Cd disponible en el suelo ha pasado de 0.5 µg/kg a 0.35 µg/kg en 80 años pero el valor del umbral preventivo es de 0.5 µg/kg según Pruess et al., (1991).

El riego con agua residual no sólo modifica el contenido de metales en el suelo sino que también cambia la actividad microbiana en cantidad y en calidad (Friedel et al., 2000, Ortega-Larrocea et al., 2001). Al inicio, el aporte de nutrientes y materia orgánica favorece el crecimiento de microorganismos pero con el tiempo (más de 65 años) se observa que la actividad microbiana disminuye por los efectos tóxicos del sodio. También, se modifica la composición de la población microbiana, pues se observa una mayor capacidad de desnitrificación asociada con cierto tipo de bacterias que crecen por la presencia de fuente energética de fácil acceso, como son las sustancias activas al azul de metileno contenidas en los detergentes.

3.2 Calidad del agua subterránea en el Valle del Mezquital

Con el fin de definir los parámetros prioritarios y las necesidades del tipo de barrera múltiple, se realizó una revisión de los estudios realizados en el Valle del Mezquital. A continuación se describen las concentraciones detectadas en agua subterránea desde el año 1990 hasta 2000, de algunos parámetros, documentados en artículos, libros y tesis disponibles públicamente, así como los documentados para algunos proyectos de investigación del grupo Reúso y Tratamiento, del Instituto de Ingeniería, UNAM, de divulgación restringida.

Estudios realizados desde 1997 sobre la calidad del agua del acuífero demuestran la presencia de ciertos compuestos considerados como contaminantes (Jiménez et al., 1997 y Jiménez et al., 1999). En uno de estos estudios se analizaron 276 parámetros (22 físicos; 34 metales, no metales y compuestos inorgánicos; 7 microbiológicos; 213 compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles, plaguicidas clorados, PCB's, plaguicidas fosforados, trihalometanos, HTP's, toxicidad y radiactividad). Como resultado se encontró que los parámetros que siempre excedieron la norma de agua potable (NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000) fueron: coliformes totales (22 vs 2 NMP/100 mL), coliformes fecales (3 vs 0 NMP/100 mL), nitratos (21 vs 10 mg/L) sodio (291 vs 200 mg/L), sólidos disueltos (1046

vs 1000 mg/L) y nitrógeno amoniacal (0.7 vs 0.5 mg/L). Los nitratos preocupan por los valores encontrados. Los niveles promedio de nitratos varían de 10.6 a 15.5 mg/L y por tanto rebasan los valores establecidos por la norma para consumo humano (10 mg/L), pero debido al elevado factor de seguridad que ésta tiene no supone riesgos significativos para la salud. Actualmente se considera que el nivel de 10 mg N/L de nitratos es quizá exageradamente estricto en todo el mundo (Jiménez y Cifuentes, 2004).

En los estudios de calidad del agua mencionados, se presentaron casos aislados en los que se encontró mercurio (0.003 vs 0.001 mg/L), plomo (0.06 vs 0.025 mg/L), hierro (0.94 vs 0.3 mg/L) y manganeso (0.6 vs 0.15 mg/L). En este sentido, se debe estar alerta a los incrementos, pues los dos primeros compuestos son tóxicos y aun cuando hoy en día las concentraciones son aún bajas, éstas pueden incrementarse alarmantemente si se rebasa la capacidad de autodepuración del suelo.

En relación con los compuestos orgánicos, ninguno ha sido encontrado en el agua de consumo por arriba de los límites de detección y las pruebas de toxicidad aguda realizadas en microorganismos (Microtox® con *Photobacterium phosphoreum*), han sido negativas (Jiménez et al., 2004).

Así, los estudios concluyen que, no obstante que se observa influencia del agua residual en los principales suministros para consumo humano de la región, la calidad puede cumplir con la norma de agua potable, en forma segura y confiable, siempre y cuando se apliquen los procesos de potabilización y desinfección adecuados previos a su distribución (Jiménez et al., 1997).

3.3 Antecedentes de efectos en la salud por el uso de agua residual en la agricultura

Los efectos del empleo del agua residual en la salud de la población del Valle del Mezquital han sido objeto de pocas investigaciones. Desde el punto de vista epidemiológico es posible identificar cuatro zonas en función de la diferente calidad del agua (Jiménez y Cifuentes, 2004):

- La primera usa agua residual para el riego sin tratamiento.
- La segunda emplea agua residual que al ser almacenada en la presa Endhó experimenta cambios favorables y mejora sus características microbiológicas.
- La tercera, donde se usa el agua que, además de haber sido almacenada en la presa Endhó, se retiene en la presa Rojo Gómez (es decir que está sujeta a un doble almacenamiento) por más de ocho semanas, lo que mejora aún más su calidad microbiológica.
- La cuarta, que corresponde a la zona de temporal y por ello usa agua de lluvia (sin contaminar con agua residual) y que por tanto representa el grupo de comparación o control.

En la Tabla 3.4 se resume la calidad microbiológica del agua residual que se usa para riego; en ella se presentan tres tipos de microorganismos: coliformes fecales (bacterias), *Ascaris lumbricoides* (helminto) y *Giardia lamblia* (protozooario). Las bacterias tienen tamaños muy pequeños (menores a 3 µm) por lo que no se eliminan por sedimentación y requieren de periodos muy prolongados de almacenamiento para que mueran por acción de la luz solar y la competencia con otros microorganismos. Los huevecillos de *Ascaris lumbricoides* (el género de lombrices más frecuentes en el agua residual de México > 90%, Jiménez et al., 2001) tienen un tamaño entre 20 y 80 µm, y pueden ser transportadas por el agua residual a través de los canales, hasta depositarse en el suelo, donde pueden permanecer viables (hasta años). Al madurar los huevecillos y ya sea por medio de las labores del campo o al consumir cultivos crudos regados con agua residual, sin tratar o insuficientemente tratada, pueden llegar al hombre (único huésped). Una vez dentro del huésped, el parásito se desarrolla hasta alcanzar la forma adulta. Las hembras de estos helmintos al ser fecundadas producen grandes cantidades de huevecillos, que al ser excretados en las heces de los individuos parasitados perpetúan la transmisión hombre-suelo-hombre. Como los huevecillos de helmintos tienen un tamaño relativamente grande, > 20 µm, basta con la retención del agua en presas o embalses (hasta 8 semanas) para disminuir su concentración en el efluente. La doble retención del agua (en las presas Endhó y Rojo Gómez) permite alcanzar la calidad del agua recomendada por la WHO (1989) y reducir el riesgo de infección entre las familias de los agricultores hasta niveles similares a los detectados en la zona de temporal. De otra manera, como sucede en la población expuesta al agua residual sin tratamiento, el riesgo de infección es excesivo (Blumenthal et al., 1996, Blumenthal et al., 2001 y Cifuentes, 1998).

Tabla 3.4 Contenido de microorganismos, representativos de tres grupos, en el agua de riego y riesgo de enfermedades entéricas, mayor al grupo control.

<i>Tipo de agua usada para el riego</i>	<i>Características microbiológicas del agua</i>	<i>Veces que el riesgo de infección es mayor al de la zona de control</i>
Zona 1 (agua residual)	Coliformes fecales (108/100mL),	> 75 % de diarrea
	25 quistes de <i>Giardia spp</i> /L.	1
	15 a 90 huevos de <i>Ascaris</i> /L)	> 1800 % <i>Ascaris</i>
Zona 2 (1 vez almacenada)	Coliformes fecales < 103/100 mL	> 50 %
	Quistes de <i>Giardia spp</i>	1
	1 huevo de <i>Ascaris</i> /L	> 900% ascariasis
Zona 3 (dos veces almacenada)	Coliformes fecales < 103/100 mL	1
	De 0 a 5 quistes de <i>Giardia spp</i> /L	1
	0 Huevos de <i>Ascaris</i> /L	1
Zona 4 (control)	Coliformes fecales <<103/100 mL	1
	0 quistes de <i>Giardia spp</i> /L	1
	0 Huevos de <i>Ascaris</i> /L	1

Fuentes: Cifuentes, 2000 y Jiménez et al., 2003 y Jiménez et al., 2000.

De acuerdo con Cifuentes et al., (2000), quién es uno de los investigadores que más análisis ha realizado en la zona en materia de efectos a la salud, indica que son necesarios más

estudios para demostrar la asociación entre el riesgo de infección por *Giardia lamblia* y el empleo de agua residual, debido a que existen otros mecanismos de transmisión; en general indica que la vía más probable por la cual se adquirieron las infecciones reportadas es a través de la ingestión de agua contaminada, pero existiendo la posibilidad de la vía por ingestión de alimentos contaminados con agua residual sin tratar o incluso por la inhalación (Cifuentes et al., 2000).

En las tablas siguientes (3.5 a 3.8) se muestra una síntesis de los riesgos químicos y microbiológicos reportados (Cifuentes, 1999); así como la prevalencia de infección observada para *Giardia lamblia* y *Ascaris lumbricoides* por grupos de edad de población del Valle del Mezquital. Además, en la Figura 3.2 se muestra el mapa de riesgo que indica la existencia de tres zonas de incidencia de las enfermedades por helmintos (alta, media y baja) en el Valle de Tula.

Tabla 3.5 Resumen de riesgos químicos en el Valle del Mezquital

Parámetro	No. Compuestos detectados	Nivel	Riesgo
Plaguicidas clorados	1	30 pg/L	No
Bifenilos policlorados	2-5	≤ 36 pg/L	No
Nitrato	-	7-10 mg/kg/día > 3.65 mg/kg/día	Sí
Trazas de metales	-	< estándar de agua potable	No

Cifuentes, 1999.

Tabla 3.6 Resumen de riesgos microbiológicos en el Valle del Mezquital

Parámetro	Presencia	Riesgo
<i>Vibrio cholerae</i>	<i>V. cholerae</i> no-01	Cólera potencial
<i>Salmonella</i>	Ninguna	No
Coliformes totales	37-770/100 mL	Enfermedad GI potencial
<i>E. coli</i>	0-7/100 mL	Enfermedad GI potencial

Cifuentes, 1999.

Tabla 3.7 Rangos de infección (%) de *Giardia lamblia* por grupo de edad, en el Valle del Mezquital en Hidalgo, México, 1990.

Grupo de edad (años)	Grupo control	Efluente reserva	Agua residual sin tratar
Individuos	2344	2147	2257
<1	2.1	2.1	2.8
1-4	19.6	20.8	20.8
5-9	13.6	17.1	14.7
10-14	9.0	11.5	10.8
15-19	5.3	8.8	5.1
20-29	2.4	6.9	4.0
30-39	5.6	6.6	2.5
40-49	1.5	4.9	4.2
50-59	2.9	5.0	4.0
≤60	3.6	4.2	1.5

Cifuentes, 2000.

Tabla 3.8 Prevalencia de parasitosis intestinales por *Ascaris lumbricoides* según la exposición y edad en El Valle del Mezquital

Grupo de edad	Grupos de exposición		
	Alta Agua negra	Baja Control	Intermedia 1ª. Presa de retención
0-4	10.0 (34/341)	0.6 (2/327)	11.7 (42/357)
5-14	12.5 (94/759)	1.0 (8/809)	8.5 (67/795)
15 + años	4.5 (60/1394)	0.0 (0/1243)	2.5 (39/1515)

Cifuentes, et al., 1993.

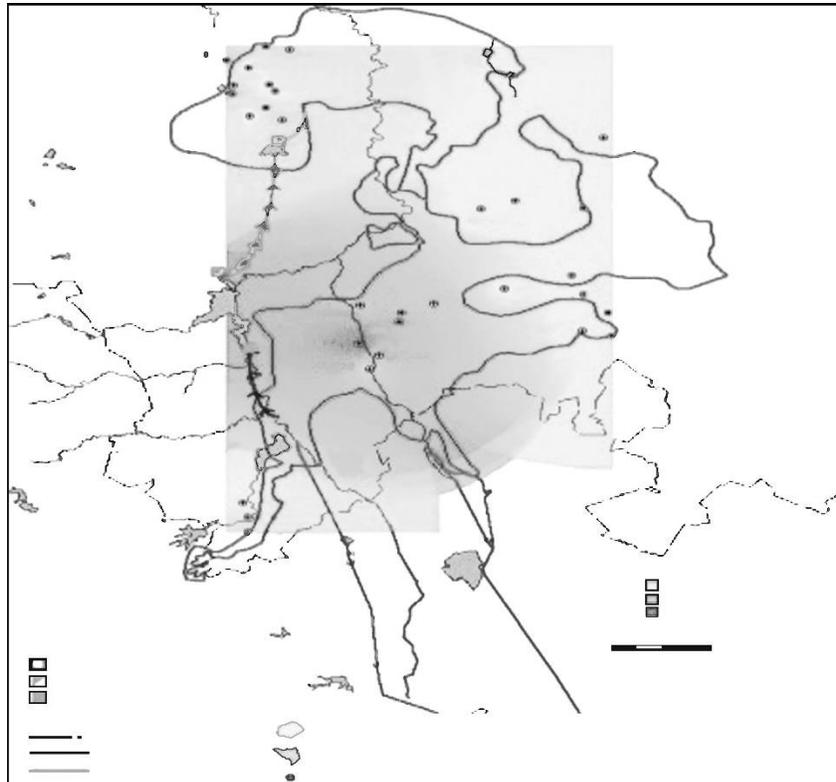


Figura 3.2 Mapa del riesgo de infección por *Ascaris* en el Valle de Tula, Cifuentes (2000).

Otra preocupación en relación con la salud pública es la relativa a la presencia de metales pesados en el agua, suelo y cultivos. En relación con estos metales, se han detectado concentraciones de plomo y cadmio en el agua residual que varían entre 0.01 y < 0.005 mg/L, respectivamente pero están dentro de los límites de la normatividad para el agua empleada en el riego (5 y 0.05, mg/L, respectivamente). El contenido de dichos metales, tanto en suelos como en cultivos no ha alcanzado niveles peligrosos. En cuanto al Cd, que es el metal que pudiese preocupar más por el aumento de su contenido en suelos y cultivos, las muestras biológicas en la población del Valle de Tula señalan que un valor promedio es de 0.04 mg/g (varían entre 0.036 a 0.044 mg/g) lo cual no se traduce en riesgos inmediatos.

CAPÍTULO IV. MÉTODO

En este capítulo se presentan los pasos metodológicos y los parámetros que fueron tomados en cuenta para realizar la fase experimental de éste proyecto de investigación, cada uno indispensable para completar con éxito esta etapa esencial.

4.1 Características del influente del sistema de Barreras Múltiples

A partir de la revisión de los 10 estudios más importantes que han reportado la calidad del agua subterránea en el Valle del Mezquital, desde 1997 hasta el más reciente de 2015 (Jiménez et al., 1997, Estudios BGS 1998, Jiménez et al., 1998, Jiménez & Chávez, 2004, Jiménez et al., 2007, Silva, 2008, Jiménez et al., 2008, IMTA, 2010, Lesser, 2013, IPESA, 2015), se identificaron aquellos parámetros que representan concentraciones históricas mayores a las establecidas en la norma para consumo humano (NOM-127-SSAI-1994, Mod. 2000), así como otros que es importante considerar para el proceso de potabilización. Como se puede observar en la Tabla 4.1, donde se presentan los valores mínimo, máximo y promedio reportados, donde no se cumple la norma para agua potable para varias concentraciones promedio y para las máximas, en todos los casos. De los parámetros que no considera la norma se seleccionaron cinco de ellos para integrarlos al trabajo experimental de potabilización (Tabla 4.2); que presentan concentraciones elevadas y son de importancia a la salud.

Tabla 4.1 Parámetros con concentraciones históricas mayores a los límites de la NOM-127-SSA1-1994, Modificación 2000.

Parámetro	Unidades	Mínimo	Máximo	Promedio	NOM-127
pH	unidades pH	6.00	8.70	7.51	6.5-8.5
Turbiedad	UNT	0	8	2	5
SDT	mg/L	206	2841	1431	1000
Cloruros (como Cl ⁻)	mg/L	3.00	674	324	250
Sulfatos (como SO ₄ ⁻)	mg/L	8.16	3025	727	400
Nitratos (como N)	mg/L	0.01	77	21.50	10
Fluoruros (como F ⁻)	mg/L	0.007	6.28	1.67	1.5
Sodio	mg/L	1.00	461.00	197.30	200
Aluminio	mg/L	0.0004	25.70	3.27	0.2
Arsénico	mg/L	0.0003	0.43	0.04	0.025
Cadmio	mg/L	0.00	0.61	0.24	0.005
Hierro	mg/L	0.0010	0.94	0.09	0.3
Manganeso	mg/L	0.0009	4.00	0.10	0.15
Plomo	mg/L	0.00	5.68	0.42	0.01
Coliformes fecales	UFC/100 mL	1.0	4500	314	Ausencia o No Detectables

Tabla 4.2 Parámetros de interés no regulados en México.

Parámetro	Unidades	Mínimo	Máximo	Promedio
Conductividad	μS/cm	21	4187	3335
<i>Ascaris lumbricoides</i>	HH/L	0.0	3	1
NPs	ng/L	270.00	2270.00	812.11
Bisfenol-A	ng/L	0.01	240.00	43.18
Bubef (butilbencil ftalato)	ng/L	0.030	308.13	176.51

A partir de estos datos, se seleccionaron 20 parámetros (Tabla 4.3) a considerar en el diseño del tren de tratamiento con las concentraciones promedio históricas. Incluyen todos los que rebasan la NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000, los coliformes fecales (que se simularán en muestra sintética con el indicador de *E. coli*), *Ascaris suum*, conductividad eléctrica y los 3 compuestos emergentes indicados en la Tabla 4.2.

Tabla 4.3 Parámetros evaluados en la presente investigación.

Parámetro	Valor promedio	Unidades
pH	7.51	Unidades de pH
Conductividad eléctrica	3335	µS/cm
Turbiedad	2	NTU
SDT	1431	mg/L
Cloruros	324	mg/L
Sulfatos	727	mg/L
Nitratos	21.50	mg/L
Fluoruros	1.67	mg/L
Sodio	197.30	mg/L
Aluminio	3.27	mg/L
Arsénico	0.04	mg/L
Cadmio	0.24	mg/L
Hierro	0.09	mg/L
Manganeso	0.10	mg/L
Plomo	0.42	mg/L
<i>Ascaris lumbricoides</i>	1	HH/L
Coliformes fecales	314	NMP/100 ml
Nonilfenol	812.11	ng/L
Bisfenol-A	43.18	ng/L
Butil bencil ftalato	176.51	ng/L

4.2 Diseño del tren de tratamiento

El tren de tratamiento propuesto considera las recomendaciones de estudios previos realizados con agua subterránea del Valle del Mezquital. En ellos se propuso el tratamiento avanzado a base de un sistema de membranas, ósmosis inversa y/o nanofiltración, y se consideró necesario acoplar un pre-tratamiento. Por ello, para esta tesis se propone un sistema de ósmosis inversa con un pre-tratamiento (filtración básica y ultrafiltración), de ahí que este trabajo busca mostrar eficacia del mismo en la reducción de los riesgos a la salud asociada a los contaminantes presentes en agua subterránea del Valle del Mezquital cuyas concentraciones promedio históricas rebasan los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000.

4.2.1 Diseño del sistema de barreras múltiples

De acuerdo a lo previamente descrito y a las tablas del apartado anterior, se partirá del análisis de los diferentes procesos físico-químicos aplicables para la remoción de los contaminantes presentes en el agua del acuífero del Valle de Mezquital para diseñar el sistema de barreras múltiples. En esta etapa experimental se evaluarán a nivel laboratorio los procesos idóneos a incorporar en el prototipo de barreras múltiples (Fig. 4.1 y 4.2) para determinar las eficiencias de remoción de los parámetros considerados como prioritarios, incluyendo los procesos del tratamiento avanzado. Todo esto con el objetivo de obtener

agua potabilizada, la cual estaría lista para su acondicionamiento final (como una posible adición de sales, es decir, recarbonatación) y desinfección para su posterior suministro.

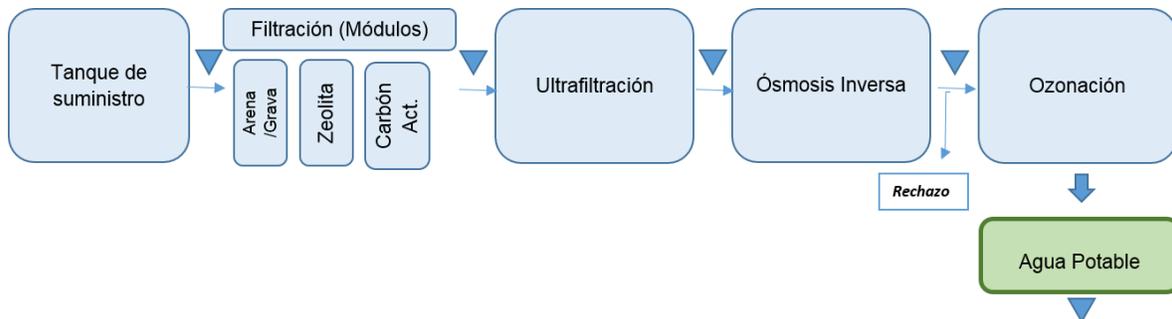


Figura 4.1 Esquema del Tren de tratamiento propuesto para esta investigación.



Figura 4.2 Planta piloto.

4.2.2 Descripción de la planta de tratamiento y justificación del tren de tratamiento

Etapas

Etapas I: Pretratamiento: Integrado por dos módulos: Filtración y Ultrafiltración. El módulo de Filtración consta de tres cartuchos rellenables: 1°. Relleno de grava y arena (1:3) con paso sólo a partículas <20 micras; 2°. Zeolita, con paso a partículas de entre 8 - 5 micras; y 3°. Módulo de carbón activado: partículas de 15 micras o menos. El módulo de Ultrafiltración con paso de partículas menores a 5 micras, consta de dos cartuchos previos a la membrana de ultrafiltración, uno para retener sedimentos y otro de carbón activado.

Filtración. La filtración como pretratamiento se utiliza principalmente para eliminar los sólidos presentes en el agua, precipitados del ablandamiento del agua con cal, y precipitados de hierro y manganeso presentes en muchos suministros de agua de pozo (Weber, 1979).

****Arena.*** Los filtros de cartucho con arena son sistemas sencillos y fáciles de operar, contienen un filamento enrollado para restringir físicamente los microorganismos y sedimentos del influente cuando éste pasa a través del medio filtrante. Son eficaces contra quistes. Es ideal como pretratamiento o para agua de una limitada turbidez o más alta calidad.

****Zeolita.*** Es un absorbente natural por su alto grado de hidratación, tiene propiedades de intercambio catiónico (los iones son desplazados por otros de amoníaco o de metales pesados y neutralizan ciertos elementos), posee una gran capacidad de absorción de gases y vapores, posee propiedades catalíticas. En ésta etapa se podrán retener partículas de hasta 5 micras.

Otras propiedades de la zeolita:

- Reduce la acidez del agua.
- Produce una mayor claridad en el agua filtrada.

****Carbón Activado.*** La adsorción con carbón activo consiste en retirar del agua las sustancias solubles mediante el filtrado a través de un lecho de este material, consiguiéndose que los oligominerales pasen a través de los microporos, separando y reteniendo en la superficie interna de los gránulos los compuestos más pesados.

Se utiliza como filtro final. Los lechos de carbón activo se instalan en columnas de filtrado, con o sin presión, en combinación con filtros de arenas, actuando como adsorbente o, individualmente, actuando como filtro mecánico y adsorbente.

Este proceso retiene sustancias no polares como aceite mineral, polihidrocarburos aromáticos, cloro y derivados, sustancias halogenadas como I, Br, Cl, H, F, sustancias

generadoras de malos olores y sabores en el agua, levaduras, residuos de la fermentación de materia orgánica, microorganismos, herbicidas, pesticidas, etc., todo ello sin alterar la composición original del agua, respetando los oligominerales y sin generar residuos contaminantes.

Esta etapa ayudará a mejorar las características físicas y organolépticas como color, olor, sabor y turbiedad (NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000).

Ultrafiltración. Se separan moléculas o pequeñas partículas de menos de 0.3 μm de diámetro. En este caso en el que la presión osmótica de la disolución de entrada es pequeña, se emplean diferencias de presión de 2 a 10 bars.

En ultrafiltración el tipo de membrana comúnmente usado es del tipo asimétrico. En este caso el efecto de la polarización por concentración es mucho más importante que en la ósmosis inversa. De modo que llega a formarse una capa tipo gel en la superficie de la membrana, viéndose el flujo de disolvente reducido considerablemente (Hernández, 1990).

La ultrafiltración se ha aplicado en el tratamiento del agua residual como un sustituto para los espesadores, clarificadores y floculación. Por esta técnica, podemos separar del agua, arcillas, materia vegetal y microorganismos.

Etapas II: Tratamiento Avanzado: En esta etapa se utiliza una membrana de ósmosis inversa la cual puede rechazar hasta el 90% de los minerales disueltos que entren, y comprende también la recolección del rechazo. El efluente entra a una unidad de carbón activado, antes de alimentar a la unidad de ozonación. Esta unidad consiste de un sistema de producción de ozono de alta frecuencia, con una dosis de 0.8 g/hora, y cuenta con un módulo de sílice como desecador. En la Tabla 4.4 se resumen las principales características de la planta piloto.

Ósmosis inversa. La ósmosis inversa se emplea para la eliminación de los iones disueltos y elimina, con mayor eficiencia que otros métodos, la materia orgánica disuelta.

El proceso consiste en separar el agua de las sales disueltas, filtrándola a través de una membrana semipermeable a una presión mayor que la osmótica causada por las sales disueltas en el agua. La ósmosis inversa permite obtener hasta un porcentaje de remoción del 99,5 % de las sales que contiene.

Las consideraciones más importantes de la ósmosis inversa son su costo, la necesidad de un agua a tratar que no esté contaminada con sólidos en suspensión, agua con bajos contenidos en hierro y manganeso, así como un pH comprendido entre 4 y 7.5.

Debido a esto, el tren de tratamiento propuesto considera la integración previa del módulo de ultrafiltración para eliminar la mayor cantidad de interferencias y/o partículas que dificulten la operación de la membrana de ósmosis inversa.

Ozonación.

El ozono oxida parcialmente los compuestos orgánicos naturales (incluyendo los compuestos húmicos) que son precursores de los trihalometanos. Es también útil para otros compuestos orgánicos sintéticos, a los cuales modifica para hacerlos más fácilmente tratables. Por ello, se considera que el ozono será cada vez más empleado como pretratamiento para otros procesos tanto en potabilización como en el control del agua residual (Jiménez, 2001).

El ozono, junto con el cloro residual libre son los dos germicidas más potentes y efectivos que se emplean en el tratamiento del agua (Jiménez, 2001). Entre sus ventajas se tiene la elevada eficiencia para eliminar virus y quistes, la capacidad para controlar problemas de olor, sabor y color y el hecho de que su producto de descomposición sea el oxígeno disuelto. Adicionalmente, su funcionamiento no se ve afectado por el pH ni por el contenido de amoníaco.

Tabla 4.4 Resumen de las características de la planta piloto.

Parámetro	Cantidad
Caudal de diseño	50 GPD (190 L/d)
Bombas	3
Presión de alimentación influente	138-276 kPa (20-40 libras)
Presión de alimentación ósmosis inversa	276-552 kPa (40-80 libras)
Rechazo	60-80%
Remoción de partículas:	
Arena	Remoción >20 micras
Zeolita	Remoción > 8 micras
Carbón activado	Remoción >15 micras
Ultrafiltración	Tamaño de poro = 5 micras
Ósmosis inversa	Tamaño de poro:1-10 Å
Dosis de ozono	0.8 g/h
Tanques de almacenamiento	3
Volumen de cada tanque	5.7 L
Válvulas de muestreo	3

Otros componentes del sistema piloto son los que a continuación se describen y en el Anexo 2 se muestran las fotos de las partes que componen el sistema:

- ❖ Tanque para alimentar al sistema (5.7 L), cuenta con una válvula que controla el flujo de agua al resto del sistema.
- ❖ Tanque de almacenamiento final que retiene el agua que ha pasado por el sistema, cuenta con una válvula de salida para la toma de muestras del agua tratada.

- ❖ Tanque de recirculación (tanque central): retiene el permeado de la ósmosis inversa, cuenta con una válvula de salida y por la tubería de arriba con otra que permite la recirculación del agua.
- ❖ Válvulas: el sistema cuenta con 3 válvulas para la toma de muestra, una después del primer módulo de filtración, otra después del módulo de ultrafiltración y, la última localizada después del sistema de ósmosis inversa. Además cuenta con otra válvula para el rechazo de la ósmosis inversa que permite controlar la salida del permeado controlando la presión y una segunda válvula que permite la recirculación del agua para la operación como barreras múltiples.
- ❖ Sistema venturi con la función de inyección de ozono y como sistema de seguridad para que no haya ingreso de agua al sistema inyección.
- ❖ El sistema se opera con 3 bombas: la primera bomba trabaja con una presión de 138-276 kPa (20-40 libras) y tiene la función de llevar el agua desde el tanque de suministro al sistema. Una segunda bomba que opera con presión de 276-552 kPa (40-80 libras), con sensor para presión de trabajo (donde si la presión no es la adecuada, detiene la bomba para evitar daños) envía el agua al sistema de ósmosis inversa. Una tercera bomba, tiene la función de bombear agua desde el tanque de recirculación al tanque de almacenamiento final. Las bombas se encuentran protegidas en caso de trabajar sin agua, por un lapso considerable.
- ❖ Módulo de control con los interruptores de encendido de las bombas y del sistema de ozonación, con pantalla del sensor que mide la conductividad a la salida de la unidad de ósmosis inversa, con calibración de 44 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

4.3 Diseño del Experimento

El experimento se diseñó para probar las hipótesis de esta investigación:

- El reúso del agua subterránea del Valle del Mezquital para consumo humano es factible.
- El agua del efluente proveniente del sistema de tratamiento por barreras múltiples, propuestas para el prototipo, es segura para consumo humano.
- El agua tratada cumple con las especificaciones de calidad establecidas en la Normatividad Oficial Mexicana Vigente: -NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000.

El objetivo del experimento corresponde a la clasificación de caracterización de un proceso, también denominado factor de cribado (*screening factor*). En esta investigación el proceso es la potabilización con sistema de barreras múltiples, y el experimento se diseña para explorar y registrar:

- La variación de la calidad del efluente cuando cambian las características del agua del influente.

- Identificar los procesos críticos en la reducción de riesgo (remoción) de los diferentes parámetros.
- Conocer la variabilidad en la respuesta del prototipo, es decir la variabilidad que podría esperarse en el agua potabilizada y su relación con la NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000., así como la variabilidad esperada de los riesgos potenciales.
- Conocer las eficiencias de remoción de los parámetros de interés.
- Cuantificar las concentraciones de los parámetros de interés en el efluente de cada etapa del proceso de potabilización para alimentar a los modelos de estimación cuantitativa de riesgo.

Al término de la investigación se documenta si es posible reducir los riesgos a niveles aceptables utilizando el sistema de barreras múltiples seleccionado para el tratamiento de agua de reúso indirecto, y por tanto decidir si el tren propuesto cumple con la norma mexicana para agua potable.

Cabe señalar que la robustez del sistema no fue objetivo del experimento, ni de esta investigación, por lo cual no se consideró documentar cómo afecta en la remoción de contaminantes variaciones en los factores de operación del prototipo, no controlados en este experimento, pero que se reconoce que influyen en la respuesta del sistema en su conjunto. Por ello, una parte fundamental en el diseño final del experimento, fue la realización de un experimento a nivel piloto para establecer las condiciones de operación de la planta prototipo, bajo las cuales se realizó el experimento.

4.3.1 Variables del experimento

La unidad experimental es el agua sintética preparada para simular las concentraciones de 20 parámetros (ver Tabla 4.3) (variables independientes), correspondientes a la calidad promedio histórica del agua subterránea del Valle del Mezquital.

Las variables dependientes o variables respuesta del experimento son los 20 parámetros en el agua potabilizada.

Con respecto a las variables de ruido, se identifican algunos parámetros que se sabe están presentes en la calidad histórica del agua subterránea, que pueden interferir en la eficiencia de la planta piloto, y en particular en la membrana de ósmosis inversa, como son: pH, conductividad, sólidos disueltos totales, hierro, manganeso, sílice, dureza, entre otros. Los 5 primeros parámetros están incluidos en el experimento propuesto, mientras que los restantes quedaron fuera. Ellos se evaluarán dentro del trabajo experimental del proyecto del que forma parte esta tesis.

Otras variables de ruido para los objetivos del experimento, inherentes a la operación de la planta piloto, son: gasto de operación, presión del sistema de ósmosis inversa, dosis del

sistema de ozonación, fugas en el sistema, taponamiento de la membrana de ósmosis inversa, y/o de los medios filtrantes, calentamiento de las bombas, combinaciones entre los filtros de filtración, cambio del medio filtrante (en orden como en cantidad dentro de cada filtro), posibilidad de by-pass entre alguna de las barreras, entre los más importantes.

El error experimental que puede estar presente en la realización del experimento puede obedecer a errores en:

- El procedimiento de elaboración de la muestra sintética (pesado de reactivos, medición de volúmenes, fallas incidentales en la dosificación de estándares, pérdida de muestra, entre los más importantes).
- La toma de muestras.
- La técnica analítica empleada, y el analista.
- Factores no controlados de las condiciones de operación de la planta piloto.

4.3.2 Diseño experimental

Se analizaron diferentes tipos de diseño de experimentos considerando los 20 parámetros y los objetivos del experimento. Por ello, en el análisis del posible diseño se consideró que se deseaba replicar cada prueba entre 5 y 10 veces, y también se planteó que al menos se tomarían muestras por duplicado en cada uno de los 5 puntos de muestreo (influyente y efluente y en los efluentes de los procesos de filtración, ultrafiltración y ósmosis inversa) (Ver Figura 4.3). Este procedimiento de contemplar réplicas y número de muestras es muy conveniente experimentalmente, porque reflejarán fuentes de variabilidad en la respuesta de la planta prototipo tanto entre cada prueba como entre las etapas del tratamiento, y permiten observar la repetibilidad del proceso de potabilización (Montgomery, 2005).



Figura 4.3 Localización de los sitios de muestreo para cada réplica de los tratamientos.

En el proceso de revisión de los tipos de diseño de experimentos (Montgomery, 2005; Mead, 1988), una opción considerada inicialmente fue el diseño factorial con dos niveles de concentración: promedio y máxima. En este caso, con 20 factores, implicaría la realización de más de un millón de pruebas. También se evaluó la opción de diseño de ir adicionando cada uno de los parámetros a la muestra sintética, con la concentración promedio, para observar la remoción, disminución del riesgo y su efecto en la remoción de los parámetros que se adicionarían previamente; bajo este esquema es necesario realizar 20 pruebas, y si se consideran 5 réplicas y muestras por duplicado, resulta en un total de 100 corridas del experimento, con mil muestras por analizar.

Se determinó que las opciones no eran viables al considerar que el tiempo necesario para la ejecución de la etapa experimental rebasaría los tiempos disponibles, así como en función del costo en insumos (reactivos y estándares) y análisis de muestras.

Por lo tanto, para poder cumplir con los tiempos y con los objetivos de la tesis, se optó por un diseño de experimento anidado, que consiste en agrupar los 20 parámetros de interés en bloques con características relativamente homogéneas, considerando sólo las concentraciones promedio históricas. Este procedimiento permitió manejar 4 bloques (Tablas 4.5 a 4.8), definir 4 tratamientos con 5 réplicas cada uno, toma de muestras por duplicado en los 5 sitios de muestreo, y por tanto, realizar un total de 20 pruebas del experimento con 200 muestras de agua en total para el análisis de los 20 parámetros en cada una de ellas.

Tabla 4.5 Parámetros Básicos (Tratamiento I)	Tabla 4.6 Metales Pesados (Tratamiento II)	Tabla 4.7 Microbiológicos (Tratamiento III)	Tabla 4.8 Parámetros Emergentes (Tratamiento IV)
SDT	Aluminio	<i>Escherichia coli</i>	NPs
Cloruros	Arsénico	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Bisfenol-A
Sulfatos	Cadmio		Butilbencil ftalato
Nitratos	Hierro		
Fluoruros	Manganeso		
Sodio	Plomo		
Conductividad			
pH			
Turbiedad			

Con este arreglo, el primer tratamiento consistió en la prueba de la potabilización de agua sintética con los valores promedio de los parámetros básicos (Tabla 4.5). En el segundo tratamiento se adicionó a la muestra sintética con los parámetros básicos, el segundo bloque que agrupa a los metales (Tabla 4.6). El tercer tratamiento consistió en la inclusión de los organismos patógenos (Tabla 4.7), y el cuarto tratamiento en la adición de los

contaminantes emergentes (Tabla 4.8). Para controlar la independencia entre réplicas, cada una se realiza en días diferentes y con preparación de muestra sintética exprofeso.

La adición secuencial de los grupos de parámetros permitió observar la variación en la calidad del agua potabilizada, eficiencias en cada etapa del proceso (pre-tratamientos y avanzado), y las posibles interferencias de un grupo en la eficiencia de otro grupo. Por ello, el diseño del experimento proporcionó datos para:

- Determinar si las concentraciones promedio son similares, dentro de cada tratamiento,
- Identificar en qué etapa del proceso de potabilización hay posibles interacciones, ya que es posible que los tratamientos no sean independientes y puedan interactuar
- Observar el efecto del error experimental,
- La evaluación cuantitativa del riesgo, con suficientes datos de los parámetros simulados en la muestra sintética, y probar que es posible la producción de agua segura con el tren de tratamiento propuesto

Para corroborar la viabilidad del diseño del experimento se realizó una prueba piloto que permitió, además, conocer: la condiciones de operación de la planta piloto, los requerimientos de reactivos, el volumen de muestra sintética, identificar algunas posibles interferencias, y establecer tanto las condiciones estándar de operación de la planta como el protocolo del experimento.

4.3.3 Prueba piloto experimental

Antes de realizar las corridas correspondientes al diseño de experimentos se realizaron una serie de tratamientos pre-experimentales para conocer y dominar el funcionamiento y operación de la planta, y de esta manera establecer un procedimiento adecuado para crear una muestra sintética.

Además para corroborar la viabilidad del diseño del experimento en términos de los tiempos, requerimiento de materiales y funcionamiento del prototipo, se realizó una prueba piloto experimental, la cual duró tres semanas.

Las aportaciones de la prueba piloto al experimento, fueron:

1. Condiciones de operación
2. Tiempo de ejecución de cada tratamiento
3. Caudal de rechazo
4. Limpieza del prototipo
5. Volumen de muestra sintética
6. Identificación de reactivos para elaborar muestra sintética
7. Definición de protocolo para crear el estándar para la muestra sintética

Durante las primeras semanas de los experimentos de prueba, el porcentaje promedio de rechazo estuvo aproximadamente en el 80%, con la planta operando con un caudal de 190L/d, equivalente a 132 mL/min. Debido a la alta demanda de agua, una de las alternativas que se planteó fue regular la presión del agua que va hacia la membrana de ósmosis inversa cerrando la válvula del rechazo a la mitad, con esto la presión aumenta y con ello el volumen de permeado.

Una vez hecho el ajuste, se obtuvieron por cada cinco litros de muestra, aproximadamente dos litros de permeado o agua tratada, mientras que se obtienen poco más de tres litros de agua de rechazo, con lo que se logró un porcentaje de rechazo de 60%, en promedio.

En cuanto a los tiempos de operación se determinó que después de 15 a 20 min una muestra sintética de cinco litros recorre el tren de tratamiento hasta el almacenamiento en el tanque final.

Además de esto, se establecieron lavados para la limpieza de la planta, con el objetivo de mantener el buen funcionamiento de la misma y como medida preventiva. El protocolo de lavados se definió de la siguiente manera: al terminar la corrida del día se realiza un lavado de la planta con cinco litros de agua de la llave, posteriormente se adicionan otros cinco litros de agua destilada, el día que se inicie otra repetición se realiza una corrida más de limpieza con cinco litros más de agua destilada.

Otro de los puntos que se trató durante las pruebas experimentales fue el elegir a través de varias pruebas cuáles eran los reactivos (sales) más apropiadas en la elaboración de estándares para la preparación de la muestra sintética, éstos se muestran en la Tabla 4.10. Es importante mencionar que se trató de elegir la mayoría de reactivos con sales de potasio para que no interfirieran con los niveles de sodio; cuando no fue posible, las cantidades de sodio se ajustaron para que fuese la adecuada, de acuerdo a los valores de las concentraciones históricas promedio, establecidos con anterioridad.

Una vez establecido los reactivos a utilizar, se realizaron los cálculos correspondientes para tener una solución estándar de cada contaminante, y así, anexar la cantidad precisa de acuerdo al volumen de muestra sintética demandado para cada etapa del proceso.

4.4 Preparación de la muestra sintética

Las muestras sintéticas se prepararon en un volumen variable (Tabla 4.9) que depende de las necesidades del volumen de agua necesario para el muestreo y análisis por duplicado de los parámetros, según el tratamiento, en cada etapa del proceso de tratamiento; además utilizando las concentraciones promedio de los contaminantes según los datos históricos de los estudios de Valle del Mezquital (ver Tabla 4.3).

Tabla 4.9 Volúmenes requeridos de agua sintética por tratamiento.

Tratamiento	Volumen requerido de muestra
Tratamiento I	30 L
Tratamiento II	35 L
Tratamiento III	45 L
Tratamiento IV	150 L

Para cada uno de los parámetros de estudio se realizó la preparación de un estándar con una concentración conocida, utilizando esta solución concentrada y de ahí adicionar el volumen propio. Los compuestos utilizados para realizar los estándares se muestran por parámetro en la Tabla 4.10:

Tabla 4.10 Compuestos para la preparación de estándares.

Parámetro	Compuesto
Cloruros	Cloruro de sodio (NaCl)
Sulfatos	Sulfato de sodio (Na ₂ SO ₄)
Nitratos	Nitrato de potasio (KNO ₃)
Sodio	NaCl y Na ₂ SO ₄
Metales	Estándares marca High Purity Standard, de una concentración de 1000 ppm.
<i>E. coli</i>	Cepas ATCC 700078 (WG5) y ATCC 13706
Nonilfenol	Sigma-Aldrich
Bisfenol A	Sigma-Aldrich
Bencilbutiltalato	Sigma-Aldrich

4.5 Análisis de muestras

Los análisis de las muestras de agua de esta investigación se realizaron en las diferentes instalaciones del LIA (Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería) y en Laboratorios ABC Química Investigación y Análisis S.A. de C.V. Las técnicas utilizadas para las determinaciones se detallan en la siguiente tabla (4.11):

Tabla 4.11 Análisis de muestras. Especificaciones.

Parámetro	Técnica
Turbiedad	NMX-AA-038-SCFI-2001
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000
SDT	NMX-AA-034-SCFI-2001
Cloruros	NMX-AA-073-SCFI-2001
Fluoruros	EPA 9214-1996
Sulfatos	EPA 9036-1986
Nitratos	EPA 353.2-1983
Sodio	EPA 6010C-2007
Aluminio	
Arsénico	
Cadmio	
Hierro	
Manganeso	
Plomo	
Coliformes fecales	NMX-AA-102-SEMARNAT-2006
Huevos de helminto	NMX-AA-113-SCFI-2012
Compuestos emergentes	Cromatografía de gases y Espectro de masas

4.6 Evaluación de riesgo

En esta investigación se propuso evaluar el riesgo probabilístico del agua potabilizada en la etapa experimental, para la vía de exposición oral, para dos grupos de población: adultos y niños (2-15 años), considerando la exposición a 16 contaminantes (ya que no se evalúa riesgo para indicadores como turbiedad, pH, conductividad y SDT) a analizar en la planta prototipo, y se usó el software @Risk para la estimación probabilística de riesgo. Para tal efecto, la información necesaria está integrada por (EPA, 2014):

- a) Modelo de riesgo para la exposición a sustancias potencialmente tóxicas
- b) Modelo de riesgo para la exposición a organismos patógenos
- c) Los resultados experimentales de las concentraciones de los 16 parámetros bajo evaluación
- d) Los factores de referencia de toxicidad: la dosis de referencia (RfD) para los efectos no carcinogénicos de los compuestos y el factor de pendiente (Sf) para los carcinogénicos
- e) Las concentraciones aceptadas (límites máximos tolerables) para el suministro de agua segura para aquellos compuestos para los cuales no existe aún factor de toxicidad de referencia
- f) Las características de la población expuesta

Modelo de riesgo – sustancias tóxicas

La evaluación de riesgo asociada a la exposición a sustancias químicas potencialmente tóxicas presentes en el efluente del prototipo experimental, diseñado para potabilizar agua sintética que simula las concentraciones promedio de la calidad observada históricamente en agua subterránea del Valle del Mezquital, comprende dos modelos de riesgo: uno que aplica para aquellas sustancias con efectos no carcinogénicos a la salud humana y otro para las identificadas con potencial de desarrollo de cáncer en humanos.

Evaluación del peligro potencial

En el primer caso, el modelo evalúa el peligro potencial de ocasionar efectos adversos a la salud humana, de índole no carcinogénica, como pueden ser alteraciones neurológicas, cardiovasculares, gastrointestinales, daño hepático o al sistema urinario, efectos dermatológicos, entre otros. El modelo de peligro potencial (**HQ**) depende de la dosis de exposición diaria y del factor toxicológico para el contaminante que se evalúa, conocido como la dosis de referencia para la exposición oral (**RfD**, mg/kg-d). Este factor toxicológico es una estimación de la exposición oral diaria para humanos para la cual es probable que no se observe un riesgo apreciable de efectos adversos durante la vida media de la población.

La ecuación [1] muestra cómo se obtiene el valor **HQ** adimensional, la cual expresa que toda aquella dosis diaria de exposición (**DI_d**, mg/kg-d) mayor a la dosis de referencia **RfD** presentará un peligro potencial a la salud humana. Es decir, si se observa que si para alguno de los parámetros a evaluar en este trabajo el peligro potencial es mayor a la unidad (**HQ** ≥ 1), entonces es una advertencia de la existencia de un peligro potencial a la salud por el consumo del agua tratada en la etapa experimental, debido a la presencia del parámetro en concentraciones de riesgo a la salud humana.

$$HQ = \frac{DI_d}{RfD} \quad [1]$$

La dosis diaria de exposición por la vía oral (**DI_d**, mg/kg-d), es decir por el consumo de agua, expresa el nivel diario de exposición en términos de la cantidad equivalente del contaminante por cada kg de peso corporal de la población expuesta, ecuación [2].

$$DI_d = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times RBA \quad [2]$$

La dosis se estima (ecuación [2]) a partir de la concentración (**C**, mg/L) del contaminante a evaluar en agua y la tasa de ingestión de agua que diariamente consume la población expuesta (**IR**, L/d). Dado que el consumo de agua es diario, entonces la frecuencia de exposición (**EF**, d/a) corresponde a los 365 días del año. La duración de la exposición (**ED**, a) expresa, en la estimación de riesgo, durante cuánto tiempo en el transcurso de la vida de la población es probable que esté expuesta a la calidad del agua potable que consume; esta variable se evalúa con el registro del tiempo que típicamente la población vive o permanece en el sitio de evaluación. Otros datos relevantes de la población expuesta que

se consideran son: la variable del peso corporal de la población (**BW**, kg) y la esperanza de vida estimada para el sitio de evaluación (**AT**, d), variable que especifica el periodo para el que se calcula la dosis promedio de exposición. Para el modelo de peligro potencial (**HQ**), esta variable toma el valor de la duración de la exposición **ED** expresada en días.

El formato *negrita* en las variables de las ecuaciones [1] y [2] indica que para esas variables se identificó la función de distribución de densidad que mejor se ajuste a la base de datos que se generó en la etapa experimental, así como las disponibles para esta investigación respecto a las características de la población. Se consideró que las variables de frecuencia de la exposición **EF** y el periodo sobre el que se promedia la dosis de exposición **AT** (se usó el promedio de permanencia en el sitio de cada grupo de la población expuesta) tomaran el mismo valor constante en todas las estimaciones, y la dosis de referencia **RfD** tomó el valor constante correspondiente a cada uno de los contaminantes a evaluar.

Evaluación de la probabilidad de desarrollo de cáncer

El modelo para las sustancias identificadas con potencial de desarrollo de cáncer en humanos evalúa, a diferencia de las sustancias no carcinogénicas, la probabilidad de observar un caso adicional de desarrollo de cáncer durante la vida de la población expuesta. Esto obedece a las incertidumbres respecto al momento en que se manifieste el cáncer en la población que estuvo expuesta a la sustancia, porque también existe la posibilidad de que no presente la enfermedad a pesar de la exposición, y porque hasta ahora no se han encontrado correlaciones, estadísticamente válidas, que muestren la relación entre la concentración de exposición, duración y frecuencia con el desarrollo de cáncer para las sustancias identificadas como carcinogénicas para el hombre.

El modelo de riesgo potencial de desarrollo de cáncer (**PDC**) depende de la dosis de exposición diaria y del factor toxicológico para el contaminante que se evalúa, conocido como el factor de pendiente de cáncer (**S_f**, 1/mg/kg-d), nombre que recibe por la metodología estadística que se emplea para su estimación. El factor de pendiente de cáncer indica el porcentaje de incremento en el riesgo de desarrollo de cáncer asociado a una dosis de una sustancia tóxica, en mg de la sustancia por kg de peso corporal, cada día durante toda la vida. Los factores de pendiente **S_f** que se han aceptado y publicado en la literatura científica internacional, se reportan por sustancia, para la vía oral o por inhalación, y cada uno corresponde al órgano afectado por células cancerosas (vejiga, colon, riñón, páncreas, seno, pulmón, próstata, piel, tiroides, linfoma, leucemia) que fue estudiado y reportado en la amplia documentación científica que da soporte a esos resultados.

La ecuación [3] muestra cómo se obtiene el riesgo potencial de desarrollo de cáncer (**PDC**), adimensional, la cual permite calcular la probabilidad de cuántos casos más de cáncer se podrían observar en la población evaluada, si esta población tuviera una exposición a la dosis (**DI_c**, mg/kg-d) a lo largo de la vida. Si los resultados de la aplicación del modelo de riesgo **PDC** indican que para un determinado nivel de la dosis diaria de exposición (**DI_c**) de la sustancia carcinogénica, no es probable que ocurra un caso nuevo de cáncer en un millón de personas (probabilidad de 1×10^{-6}), se dice que es un nivel de exposición "aceptable",

aunque técnicamente no es un nivel de exposición libre de riesgo, ya que no hay niveles de exposición seguros para las sustancias carcinogénicas.

$$PDC = DI_c \times S_f \quad [3]$$

La dosis diaria de exposición por la vía oral (DI_c , mg/kg-d) a sustancias carcinogénicas se estima a partir de la ecuación [4], la cual incluye las mismas variables que las descritas para el modelo de peligro potencial, sin embargo, difiere en que en este caso la variable AT , sí toma el valor que corresponde a la esperanza de vida estimada para el sitio de evaluación (AT , d), dado que el riesgo que se quiere estimar es la probabilidad de desarrollo de cáncer a lo largo de la vida asociado a la dosis promedio de exposición calculada sobre ese periodo promedio de vida de la población.

$$DI_c = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times RBA \quad [4]$$

Para el análisis de los resultados de la evaluación del riesgo potencial de desarrollo de cáncer se propone en esta investigación considerar, como niveles de riesgo aceptable, los valores de 1×10^{-6} y 1×10^{-4} , tomando en cuenta las prácticas a nivel internacional que a continuación brevemente se comentan.

Desde 1996, la Organización Mundial de la Salud (WHO por sus siglas en inglés) aplicó un nivel de riesgo aceptable de 1×10^{-5} (WHO, 1996; Fiori & Meyerhoff, 2002) para el desarrollo de los lineamientos para agua potable. Sin embargo, para los lineamientos de calidad del aire proporciona lineamientos cualitativos especificando que “la aceptabilidad del riesgo y, por tanto la selección de normas, depende de la incidencia y severidad esperada de los efectos potenciales, del tamaño de la población en riesgo, de la percepción del riesgo y del grado de la incertidumbre científica de que los efectos ocurrirán a un nivel específico de contaminación” (WHO, 2000).

Travis & Hattermer-Frey (1988) reportan los resultados de la revisión de la regulación de sustancias químicas a nivel internacional, y encontraron que 70% de las sustancias químicas carcinogénicas tenían una base regulatoria estimada de un riesgo adicional de cáncer, a lo largo de la vida, mayor que 1×10^{-6} y el 30% restante, un riesgo mayor de 1×10^{-4} . Ellos concluyen que los valores establecidos en las normatividades revisadas reconocen que ciertos riesgos son aceptables en la sociedad moderna, en el rango de 1×10^{-6} y 1×10^{-3} .

La agencia ambiental de EUA, Environmental Protection Agency (EPA), estableció en 1987 que la base para tomar decisiones regulatorias (normatividad) sería la evaluación cuantitativa de riesgo con la política general de que el riesgo de ocurrencia de un caso adicional de cáncer a lo largo de la vida de 1 en 10,000 habitantes, es decir de 1×10^{-4} , constituiría un riesgo aceptable para la mayoría de la población (EPA, 1987). Se sabe que en la práctica, EPA regula en la mayoría de los casos con este nivel teórico de riesgo y casi nunca con 1×10^{-6} (NAP, 2004).

Cabe señalar que tanto la ecuación [2] como la [4], presentan una variable **RBA**, adimensional, la cual típicamente no se incluye en los modelos de riesgo a sustancias químicas, excepto en contados casos, pero que expresa la biodisponibilidad relativa de cada sustancia en la matriz ambiental de exposición. Para esta investigación se considera usar el valor de $RBA = 1$, en todas las estimaciones, para obtener resultados correspondientes al peor escenario de exposición, es decir se hace la suposición de que las concentraciones observadas en la etapa experimental están biodisponibles.

Modelo de riesgo – organismos patógenos

La evaluación del riesgo debido a la exposición a organismos patógenos presentes en agua para consumo humano, conocida metodológicamente como evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico, se basa en los modelos dosis-respuesta para cada uno de los organismos de interés en este estudio: *E. coli* que representa la simulación de la presencia de coliformes fecales en la muestra sintética del trabajo experimental, y *Ascaris lumbricoides* representando la presencia de huevos de helmintos (HH).

Para ambos organismos se ha desarrollado el modelo dosis-respuesta (Tabla 4.12) que predice la probabilidad de infección cuando un individuo se expone a una concentración conocida (dosis diaria) en el agua que consume. La probabilidad de infección en ambos casos sigue el comportamiento de un modelo Beta-Poisson que se expresa con la ecuación [5], con sus parámetros específicos α y N_{50} y la variable de la dosis diaria de exposición de cada organismo (D_d).

Tabla 4.12 Modelos dosis-respuesta para *E. coli* y *A. lumbricoides*.

Organismo	Modelo dosis-respuesta	Parámetros	Referencia
Escherichia coli	Beta-Poisson	$\alpha = 1.55E-01$ $N_{50} = 2.11E+06$	DuPont et al., (1971)
Ascaris lumbricoides	Beta-Poisson	$\alpha = 0.104$ $N_{50} = 8.59E+02$	Navarro et al. (2009)

Modelo Beta – Poisson:

$$P = 1 - \left[1 + \left(\frac{D_d}{N_{50}} \right) (2^{1/\alpha} - 1) \right]^{-\alpha} \quad [5]$$

P = Probabilidad de infección diaria

D_d = Dosis diaria de ingestión del organismo patógeno

N_{50} = Parámetro del modelo para el organismo patógeno

α = Parámetro del modelo para el organismo patógeno

Para cuantificar la dosis de exposición diaria (D_d , UFC/d o HA/d), ecuación [4], intervienen las variables básicas de la cantidad de organismos presentes en agua (C), la tasa de consumo diario de agua (IR), y la eficiencia de remoción (DR) del tratamiento aplicado en la fase experimental de este estudio. Otras variables, no menos importantes, pero que dependen del procedimiento analítico de cuantificación de los organismos son: la recuperación del método de detección (R) y la viabilidad de infección (I); variables que no siempre están disponibles para la cuantificación de riesgo.

Dosis de exposición diaria:

$$D_d = C \times \frac{1}{R} \times I \times 10^{-DR} \times IR \quad [6]$$

C = Concentración del organismo patógeno en agua potable (UFC/100ml o HA/500 ml)

R = Recuperación del método de detección del organismo patógeno (%)

I = Fracción de organismos detectados capaces de infectar (viabilidad) (%)

DR = Eficiencia de remoción o de inactivación del proceso de tratamiento (o barreras) (%)

IR = Tasa de ingestión de agua (L/d)

Las variables con formato en negrita en las ecuaciones [5] y [6], corresponden a las variables que se integraron al modelo de cuantificación del riesgo a través de la función de distribución de densidad que mejor se aproximó a los datos experimentales (C) y observados de consumo de la población (IR), que dieron a su vez como resultado, una distribución para la dosis diaria (D_d) y para la probabilidad de infección. A las variables restantes se les asignaron valores constantes.

Resultados experimentales

A partir del diseño del experimento es posible evaluar el riesgo potencial inicial del agua sin tratamiento (influyente de la planta piloto) y el riesgo potencial después de tratamiento (efluente de la planta piloto). De acuerdo al diseño experimental, se obtuvieron mínimamente 10 datos de las concentraciones en el influyente y efluente de la planta piloto, respectivamente, de los parámetros considerados, así como un máximo de 40 datos para los parámetros considerados en la preparación de la muestra sintética del primer tratamiento. El análisis estadístico de esta información condujo a identificar la función de distribución de densidad que mejor se aproxima a los datos, para alimentarla al modelo probabilístico.

El diseño experimental también permite contar con datos para evaluar la reducción del riesgo a través de las etapas de potabilización consideradas, es decir evaluar el efecto del sistema de filtración, de ultrafiltración y el de la ósmosis inversa en la reducción de las

concentraciones y por tanto identificar el o los procesos que mayor efecto tienen en la reducción del riesgo para cada parámetro.

Cabe señalar que de los 20 parámetros simulados en la muestra sintética, 16 fueron evaluados y los 4 restantes son indicadores de calidad del agua que no son en sí especies que tengan un efecto en la salud humana (pH, conductividad, SDT y turbiedad).

Factores de toxicidad

Los efectos esperados a la salud humana de un contaminante, de acuerdo a la clasificación primaria, son no carcinogénico y carcinogénico. Para cada caso se ha establecido un factor de toxicidad humana: RfD – Dosis de referencia y Sf – factor de pendiente, respectivamente; cuando estos factores existen se reportan típicamente para la exposición oral y/o por inhalación.

La revisión bibliográfica de estos factores para los compuestos de interés en esta investigación, se enfocó a los factores para la vía de exposición oral que corresponde a la ingestión de agua. Los datos obtenidos (Tabla 4.13) revelan que de la lista de los 14 compuestos (los otros 2 corresponden a organismos patógenos que se evalúan con otro enfoque), sólo se ha reconocido el efecto cancerígeno de la exposición oral a arsénico, con clasificación A: *carcinógeno humano – suficientes evidencias de cáncer en humanos*, y para el único para el cual se ha establecido el factor de toxicidad para este efecto (Sf).

Para otros compuestos de la lista, se reconoce que hay un efecto cancerígeno potencial, se clasifican, pero las evidencias son insuficientes para establecer un factor de toxicidad. Tal es el caso del plomo, clasificado como B2, que significa *probable carcinógeno humano basado en suficientes evidencias de carcinogenicidad en animales, pero ausencia o insuficientes datos en humanos* (IRIS, 2015). Para cadmio la clasificación es B1: *probable carcinógeno humano basado en limitadas evidencias de carcinogenicidad en animales y evidencias sugestivas de incidencia de cáncer en humanos* (IRIS, 2015). Otro caso es para Butilbencil ftalato (BuBeF) con clasificación C: *posible carcinógeno humano – evidencias sugestivas de carcinogenicidad en animales*. Por lo tanto estos compuestos, a pesar de su potencial carcinogénico, no pueden ser cuantificados en la evaluación de riesgo. Cabe indicar, que los 3 compuestos emergentes a evaluar, están reconocidos como disruptores endócrinos potenciales: 4-Nonylfenol, Bisfenol-A y Butilbencil ftalato (EPA, 2012). Hay otros compuestos, como cloruros y manganeso, reportados por IRIS con la clasificación D: no clasificable como carcinogenicidad humana.

Por lo tanto, fueron evaluados 8 compuestos (Tabla 4.13) con el modelo de riesgo probabilístico no carcinogénico y sólo uno de ellos con efectos carcinogénicos (arsénico).

Tabla 4.13 Factores de toxicidad para los compuestos que se evalúan en el modelo de riesgo.

Compuesto	Factor de toxicidad	
	RfD (mg/kd-d)	Sf (1/mg/kg-d)
<i>Cloruros</i>	3×10^{-2}	-
<i>Sulfatos</i>	-	-
<i>Nitratos</i>	1.6	-
<i>Fluoruros</i>	6×10^{-2}	-
<i>Sodio</i>	-	-
<i>Aluminio</i>	-	-
<i>Arsénico</i>	3×10^{-4}	1.5
<i>Cadmio</i>	5×10^{-4}	-
<i>Hierro</i>	-	-
<i>Manganeso</i>	1.4×10^{-1}	-
<i>Plomo</i>	-	-
<i>NPs</i>	-	-
<i>Bisfenol-A</i>	5×10^{-2}	-
<i>Butilbencil ftalato (BuBeF)</i>	2×10^{-1}	-

Fuente: IRIS (2015)

Concentraciones aceptables para el suministro de agua segura

Para los 6 compuestos (sulfatos, sodio, aluminio, hierro, plomo y nonilfenoles) para los cuales no hay factor de toxicidad reportado en la literatura internacional, el criterio de evaluación fue analizar y comparar las concentraciones del efluente de la planta piloto con valores, no sólo con la norma mexicana NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000, sino que se compararon con los límites de concentración establecidos en otras normatividades con valores iguales o más estrictos. En la Tabla 4.14 se presentan los límites máximos aceptables para el agua para consumo humano establecidos en la normatividad de México, EUA (en la normatividad primaria, como en las metas secundarias), Canadá, Unión Europea, Brasil y Japón, así como los reportados en los lineamientos para agua potable de la Organización Mundial de la Salud (WHO). Los límites marcados con negritas en la Tabla 4.14 fueron los valores referentes para el análisis de los 6 compuestos indicados.

Tabla 4.14 Límite máximo aceptable para el agua de consumo humano en normas internacionales.

Parámetro	Unidad	México	WHO	US-EPA	Canadá	UE	Brasil	Japón
Cloruros	mg/L	250		250	250	250	250	200
Sulfatos	mg/L	400	250	250	500	250	250	
Nitratos	mg/L	10	11.3	10	45	11.3	10	10
Fluoruros	mg/L	1.5	1.5	2	1.5	1.5	1.4	0.8
Sodio	mg/L	200	200		200	200		200
Aluminio	mg/L	0.2	0.2	0.05-0.2	0.1-0.2	0.2	0.1	0.2
Arsénico	mg/L	0.25	0.01	0	0.01	0.01	0.01	0.01
Cadmio	mg/L	0.005	0.003	0.005	0.005	0.005	0.001	0.01
Hierro	mg/L	0.3		0.3	0.3	0.2	0.3	0.3
Manganeso	mg/L	0.15	0.4	0.05	0.05	0.05	0.1	0.05
Plomo	mg/L	0.01		0	0.01	0.01	0.01	0.01
NPs	ng/L	-	-	-	-	-	-	-
Bisfenol-A	ng/L	-	-	-	-	-	-	-
BuBeF	ng/L	-	-	-	-	-	-	-
pH		6.5-8.5		6.5-8.5	6.5 - 8.5	6.5 - 9.5	6.0 - 9.0	5.8 - 8.6
Conductividad	µS/cm	-				2,500		
Turbiedad	UTN	5	5	5	1			2
SDT	mg/L	1000		500	500		500	

NP's: Nofilfenoles. BuBeF: Butilbencilftalato. Fuente: EPA (2012), UE (2014), Health Canada (2014), MHLW (2004), Ministério da Saúde (2011), NOM-127-SSA1-1994. Mod. 2000, WHO (2011).

Características de la población

El modelo de riesgo considera que la población expuesta corresponde a los habitantes del Valle del Mezquital, quienes son actualmente los usuarios del agua subterránea con las características que se reproducen en la muestra sintética del trabajo experimental de esta investigación. A futuro, si se extrae para el abastecimiento de las Ciudad de México, razón principal por la cual interesa su potabilización y producción de agua segura, deberán de considerarse las características de sus habitantes para recalcular los riesgos potenciales.

Para el modelo de riesgo, se contó con bases de datos obtenidos por el grupo de investigación del Instituto de Ingeniería (GTR: Grupo de Tratamiento y Reúso) (Navarro et al., 2011), donde se realizó este trabajo. Esos datos fueron el resultado de dos encuestas aplicadas a pobladores del medio rural; una de ellas se aplicó a población adulta (mayores

de 15 años) de la región de Tlaxcala donde se emplea agua residual sin tratar para el riego de campos agrícolas. La segunda encuesta se aplicó a niños (2 a 15 años) de la zona rural del centro de Hidalgo. Ambas encuestas tuvieron el propósito de recolectar información sobre las características de la población, así como de conocer sus hábitos de consumo de agua. A cada poblador se le preguntó: edad, peso, tiempo de vivir en el sitio y consumo diario de agua (vasos equivalentes/día), además de otros datos de interés para las investigaciones del grupo. La Tabla 4.15 resume las propiedades estadísticas de las bases de datos; el número de datos para cada grupo de población corresponde a la base original depurada, es decir, se excluyeron los datos inconsistentes.

Tabla 4.15 Datos de los grupos de población a considerar en la evaluación de riesgo.

Adultos (75 datos)	Edad	Peso BW (kg)	Tiempo en el sitio ED (años)	Consumo de agua IR (L/d)
Mínimo	16	40	1	0.40
Máximo	84	95	82	3.40
Promedio	38.11	63.00	25.25	1.84
Desv. Estand.	18.82	12.55	19.23	0.66
Niños (171 datos)				
Mínimo	2	10	2	0.50
Máximo	15	80	19	3.50
Promedio	10.10	38.50	9.58	1.53
Desv. Estand.	4.09	17.08	4.52	0.60

Estas bases de datos permiten evaluar el riesgo probabilístico para dos grupos de población: adultos y niños (2 a 15 años). El análisis estadístico de ambas bases condujo a identificar la función de distribución de densidad que mejor se aproxime a los datos, para alimentarla al modelo probabilístico de cada grupo de población (Tabla 4.15): la variable **BW** del modelo de riesgo corresponde a la distribución que mejor se aproxime a los valores del peso reportado, para cada grupo de la población; análogamente, se analizó para la variable **ED**, que se refiere a la duración de la exposición, corresponde a la distribución que represente el tiempo que los encuestados reportaron estar viviendo en el sitio, y para la variable **IR**, que es la tasa de ingestión de agua, está representada por la distribución que caracteriza los hábitos de consumo diario de agua.

Otras variables en el modelo de riesgo relacionadas con la población expuesta, son: **EF** que es la frecuencia de exposición y **AT** que corresponde a la esperanza de vida promedio. Estas variables tomaron valores constantes porque el consumo de agua potable ocurre todos los días y su valor anual fue de **EF** = 365 días. Para documentar la esperanza de vida promedio en el Estado de Hidalgo, se consultó en INEGI (2015), con los siguientes resultados: hombres – 71.9 años, mujeres 76.8 años y el promedio estatal es de 74.35 años. Para el modelo de riesgo se usará el valor de **AT** = 74.4 años.

CAPÍTULO V. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se presentan los resultados de la investigación; siguiendo la metodología descrita en el Capítulo IV, agrupando los parámetros de interés en cuatro bloques con características similares, llamados Tratamientos, cada uno consistió en 5 réplicas, y siendo éstos acumulativos. En primera instancia se muestran los resultados experimentales, recopilando el análisis basado en un máximo de doscientos resultados por parámetro; posteriormente con estos datos se realizó la evaluación de riesgo y se reportan los niveles de riesgo que se lograron controlar con los procesos de la planta piloto.

5.1 Cumplimiento de la NOM-127-SSA1-1994 Modificación 2000.

En la etapa experimental la muestra sintética recorrió un tren de tratamiento (filtración, ultrafiltración y ósmosis inversa); los datos que se recopilaron provienen del análisis de las muestras tomadas por duplicado en cada uno de los puntos por barrera durante las 5 réplicas realizadas para los 4 tratamientos planeados. La Tabla 5.1 resume las concentraciones promedio analizadas por parámetro en el influente, efluente y por barrera. Se anexan los valores de la norma NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000, observando así que la concentración promedio obtenida en el efluente del tratamiento cumple con los límites aceptables para agua potable para los parámetros estudiados.

Tabla 5.1 Resultados promedio por barrera del análisis de agua y comparación con la norma.

Parámetro	Influente mg/L	Filtración mg/L	Ultrafiltración mg/L	Ósmosis inversa mg/L	Efluente mg/L	NOM- 127 mg/L
SDT	1576.8	1713.4	1615.8	45.9	40.25	1000
Cloruros	377.0	345.1	376.8	25.4	12.17	250
Fluoruros	1.9	1.6	1.7	0.1	0.07	1.5
Nitratos	18.9	16.4	16.1	1.9	1.12	10
Sulfatos	621.6	594.0	593.9	2.0	2.44	400
Sodio	681.6	676.8	678.1	18.3	12.94	200
Aluminio	0.89	0.70	0.57	0.01	0.00285	0.2
Arsénico	0.038	0.029	0.020	1.7×10^{-04}	1.7×10^{-04}	0.025
Cadmio	0.23	0.20	0.19	3.0×10^{-05}	3.0×10^{-05}	0.005
Hierro	0.09	0.09	0.03	0.014	0.008	0.15
Manganeso	0.10	0.10	0.09	4.7×10^{-04}	6.0×10^{-04}	0.3
Plomo	0.37	0.06	0.01	2.3×10^{-04}	2.3×10^{-04}	0.01
<i>E. coli</i>	286	11	0	0	0	ND
<i>Ascaris sp</i>	1	0.1	0	0	0	-

Al analizar las eficiencias de remoción de los contaminantes, es necesario especificar que muchos de los resultados después del proceso de ósmosis inversa se detectaron en valores menores al límite de cuantificación (LDC), por lo que para estimar las eficiencias se realizaron con éste valor final; en la Tabla 5.2 se muestran los valores del LDC sobre los cuales se trabajó.

Tabla 5.2 Límites de cuantificación analítica.

Parámetro	LDC (mg/L)
Cl ⁻	9
F ⁻	0.0068
NO ₃ ⁻	0.002
SO ₄ ⁻²	0.49
Na	0.01767
Al	0.00102
As	0.00017
Cd	0.00001
Fe	0.00086
Mn	0.00009
Pb	0.00013

El promedio de las remociones de todos los tratamientos a los que se sometió la muestra sintética fueron superiores al 90% y se presentan en la Tabla 5.3. Se observaron eficiencias mayores al 99% para metales (Arsénico, Cadmio, Plomo, Manganeso y Aluminio), excepto para Hierro (~90%) y total remoción de los organismos patógenos (*E. coli* y *Ascaris*). Con respecto a las sales, a excepción de Sulfatos (> 99%), las eficiencias fueron menores para Sodio, Fluoruros, Cloruros y Nitratos variando de 99 hasta 93% en promedio para Nitratos.

Tabla 5.3 Remociones globales de los contaminantes (Influente vs Efluente).

Parámetro	% Remoción		
	Mínima	Máxima	Promedio
SDT	91.55	100.0	97.45 ± 2.4
Cloruros	87.91	97.79	95.97 ± 1.87
Fluoruros	92.12	98.53	96.29 ± 2.08
Nitratos	85.35	98.42	93.24 ± 3.4
Sulfatos	96.84	99.93	99.59 ± 0.64
Sodio	95.96	99.21	98.05 ± 0.72
Aluminio	96.24	99.99	99.56 ± 0.91
Arsénico	97.60	99.62	99.04 ± 0.76
Cadmio	99.96	100.0	99.99 ± 0.02
Hierro	65.87	99.72	90.42 ± 12.25
Manganeso	97.15	99.91	99.51 ± 0.78
Plomo	99.8	99.97	99.94 ± 0.05
<i>E. coli</i>	100.0	100.0	100 ± 0.0
<i>Ascaris sp</i>	100.0	100.0	100 ± 0.0

5.2 Efecto de las barreras y tratamientos.

A partir del concentrado de los datos recopilados durante los cuatro tratamientos con sus 5 réplicas se expone en los siguientes apartados el comportamiento observado durante la experimentación para cada uno de los parámetros considerados.

5.2.1 Sales

Sólidos Disueltos Totales (SDT)

En la Figura 5.1 se presentan las concentraciones promedio en el influente y efluente, por tratamiento, observando así la variabilidad de un tratamiento a otro. Se observa que hay poca variabilidad entre ellos, siguiendo una tendencia en las remociones. Cabe señalar que durante el tratamiento II, la concentración de salida fue un poco mayor a los otros tratamientos, esto pudo ser por la adición de los metales y el tiempo de adaptación de la membrana. Se hace énfasis, además, que para los SDT, y todas las sales en general (como se muestra en la Tabla 5.1) el punto clave del tren de tratamiento para la remoción de estos contaminantes, es la membrana de ósmosis inversa, debido a su semi-permeabilidad, ya que las anteriores barreras poco pueden hacer respecto a ésta remoción, dejando a ésta membrana la retención de los sólidos disueltos y por ende, de las sales.

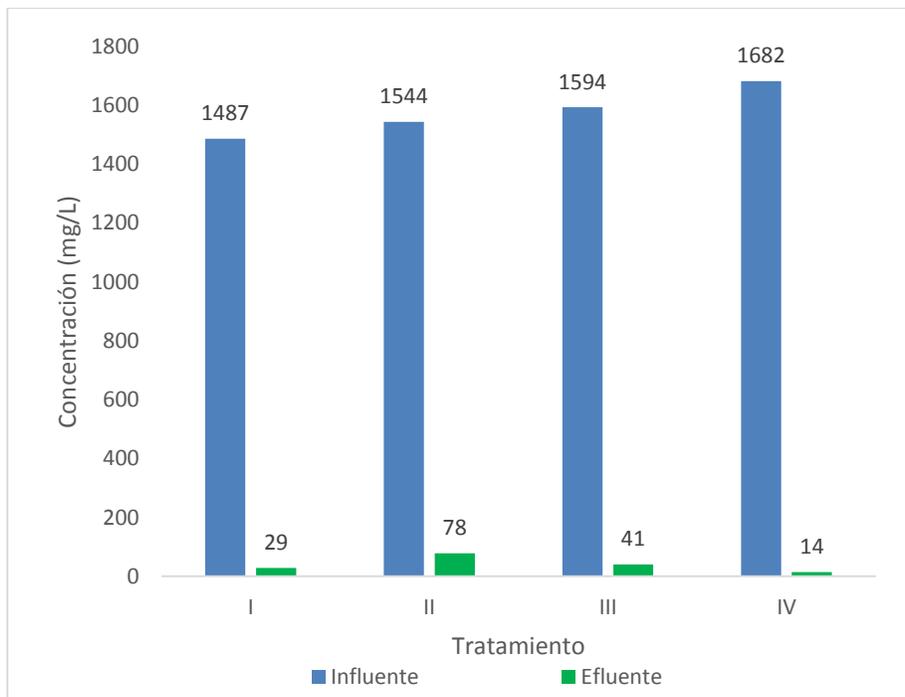


Figura 5.1 Concentración promedio de SDT por Tratamiento.

Para complementar el análisis del comportamiento observado de los sólidos disueltos totales, en la Figura 5.2 se pueden comparar las concentraciones totales de SDT tanto en el influente (In, 'a'), como en efluente (Ef, 'b'), con las concentraciones totales (sumatoria) de la cantidad presente de sales en la muestra (Cloruros, Fluoruros, Nitratos, Sulfatos y Sodio). Observando una relación directa entre ambas concentraciones, lo que es evidente, puesto que la cantidad de SDT está vinculada de manera inherente a las sales contenidas en la muestra; sin embargo, hay una variación notoria entre el contenido de SDT en el efluente contra las sales, una de las causas principales es la técnica de cuantificación; la realización de SDT requiere una mayor manipulación de la muestra ya que es un método gravimétrico, a diferencia de las sales que se cuantificaron a través de un método analítico instrumental, lo que involucra una sensibilidad mayor de parte de éste último, detectando valores más pequeños, lo que se demuestra en la Figura 5.2 b).

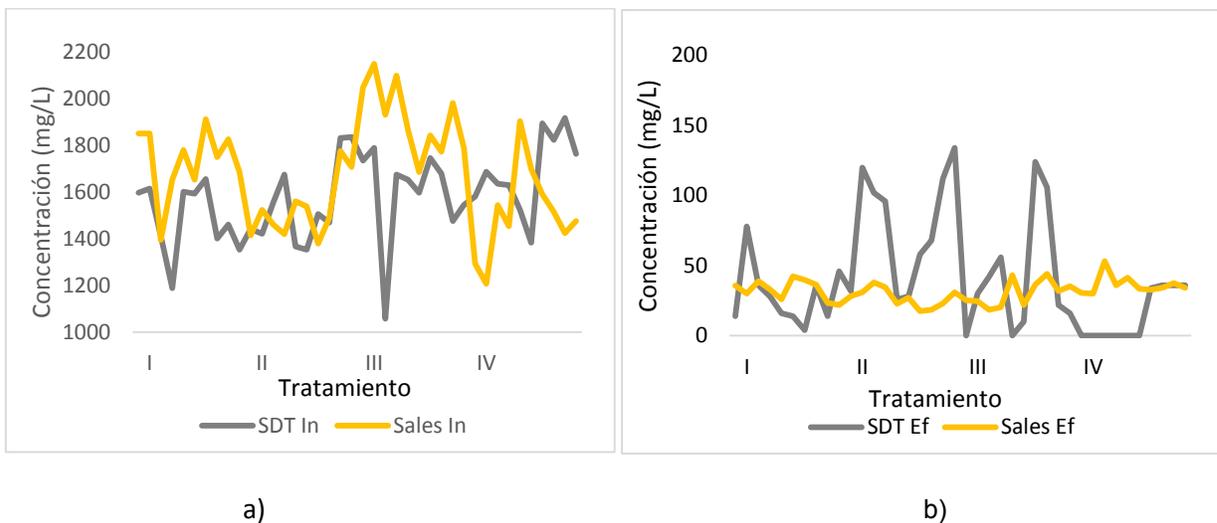


Figura 5.2 Relación Sólidos Disueltos Totales con las sales. a) Influyente b) Efluente.

Cloruros

El comportamiento de la remoción de Cloruros se muestra en la Figura 5.3, observado en el Tratamiento I, cuando sólo están presentes las sales en la muestra sintética; se advierte que fue posible la remoción aun alcanzando el valor máximo de los datos históricos del Valle del Mezquital (670 mg/L), con una eficiencia promedio del 96% para este primer tratamiento, logrando una concentración promedio en el efluente de 16 mg/L de Cloruros. Además se observa que si bien en la mayoría de las muestras la concentración de Cloruros en el influente es constante, en la réplica cuatro la concentración inicial se eleva considerablemente, esto ejemplifica un error de manipulación en la preparación de la muestra sintética, que es uno de los factores de ruido en la parte experimental.

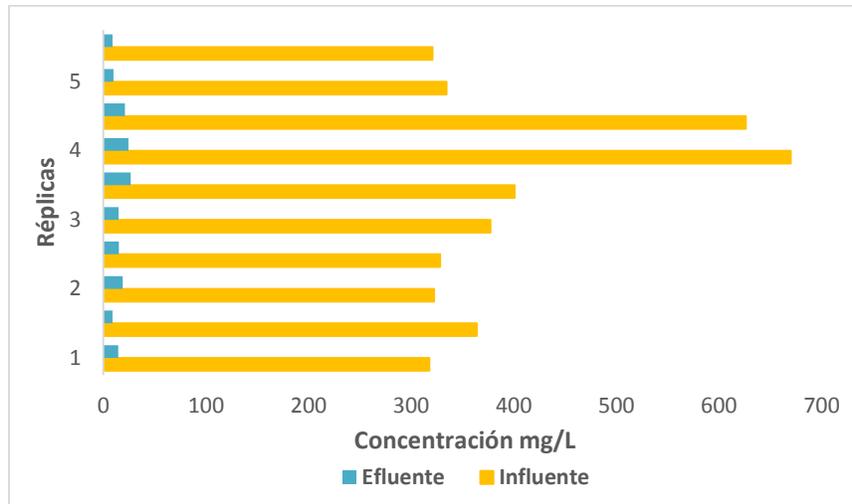
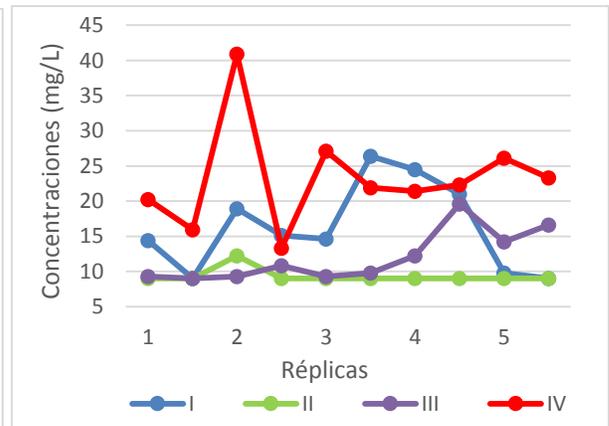
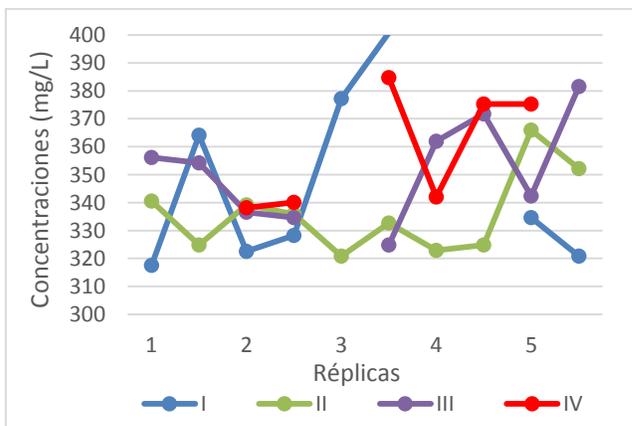


Figura 5.3 Remoción de Cloruros en el Tratamiento I.

La Figura 5.4 permite comparar, de manera más dinámica, la variabilidad de la concentración de Cloruros entre los cuatro Tratamientos (representados en la figura con números romanos) tanto para influente (a) como su respectivo efluente (b); se obtuvieron valores en el influente entre 320-400 mg/L y en el efluente entre 10-40 mg/L; se excluyeron aquellos valores cercanos a la concentración máxima de los datos históricos, presentados en la figura anterior para comprender mejor el comportamiento. La membrana de ósmosis inversa también es la barrera con mayor influencia en la remoción de los Cloruros, por encontrarse estos en forma de solución salina.



a)

b)

Figura 5.4 Concentración de cloruros en los tratamientos. a) Influyente b) Efluente

Fluoruros

Para el caso particular de Fluoruros, en la Figura 5.5 se representan las diferentes concentraciones con las que se trabajó para este parámetro. Se trabajó con una concentración más alta al promedio de los datos históricos del Valle del Mezquital, que se encuentra en los 2.5 mg/L en promedio, y está representada en el tratamiento III en la figura, siendo ésta la concentración máxima alcanzada en los tratamientos. Se trabajó además con la concentración promedio de los datos históricos del Valle del Mezquital, en una concentración alrededor de 1.5 mg/L; la concentración promedio alcanzada para este caso fue de 1.27 mg/L, representada en el tratamiento IV.

Además se compara la baja remoción obtenida en la barrera de ultrafiltración con la significativa remoción en la membrana de ósmosis inversa, representando los valores en color azul y rojo, respectivamente, donde en el efluente se llegó a una concentración de 0.072 mg/L. En general, para la eliminación de Fluoruros en agua, la tecnología de membranas es el método más efectivo a nivel mundial, ya que otras tecnologías requieren la adición de componentes, o estar dependiendo de factores como el pH.

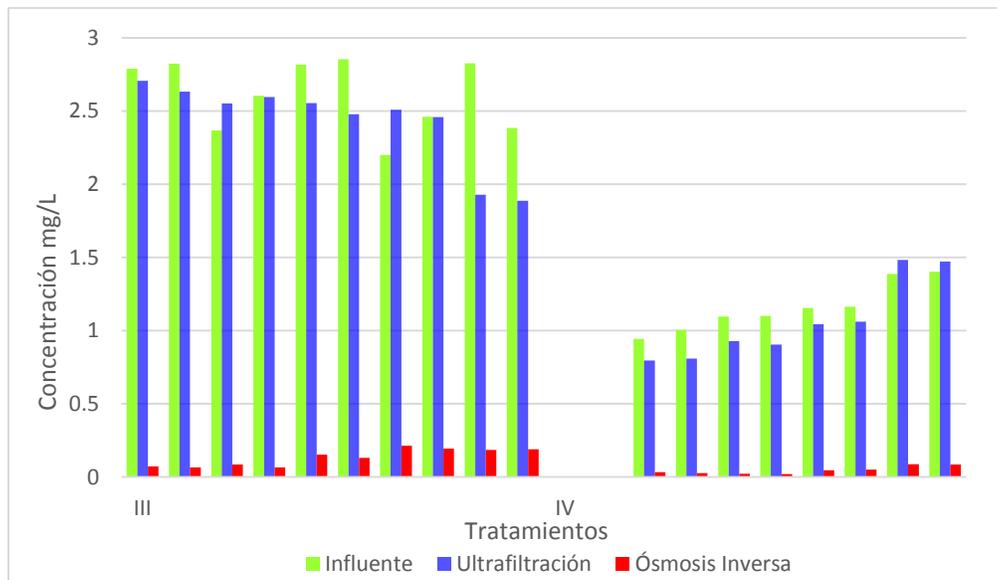


Figura 5.5 Comparación de las concentraciones de Fluoruro en las muestras.

Nitratos

Las concentraciones iniciales en el influente de cada uno de los 4 tratamientos se presentan en la Figura 5.6 a). Es importante mencionar que se están comparando dos grupos de concentraciones ya que se presentó una variación importante en los influentes. El primer grupo es de rango alto y corresponde a los influentes en el tratamiento I y IV que muestran concentraciones entre 20-25 mg/L (azul y amarillo); mientras que el segundo grupo (rango bajo) se observó en los tratamientos II y III con concentraciones entre 10-16 mg/L (verde y rojo). Esta variación se atribuye tanto a la manipulación de los reactivos, así como a un reajuste que se realizó en la preparación de las sales durante la realización de los tratamientos. La Figura 5.6 b) muestra las concentraciones en el efluente de los diferentes tratamientos, donde se advierte que todas las concentraciones son menores a 2 mg/L. La membrana de ósmosis es el punto clave en la remoción también para este compuesto, ya que forma parte del grupo de las sales.

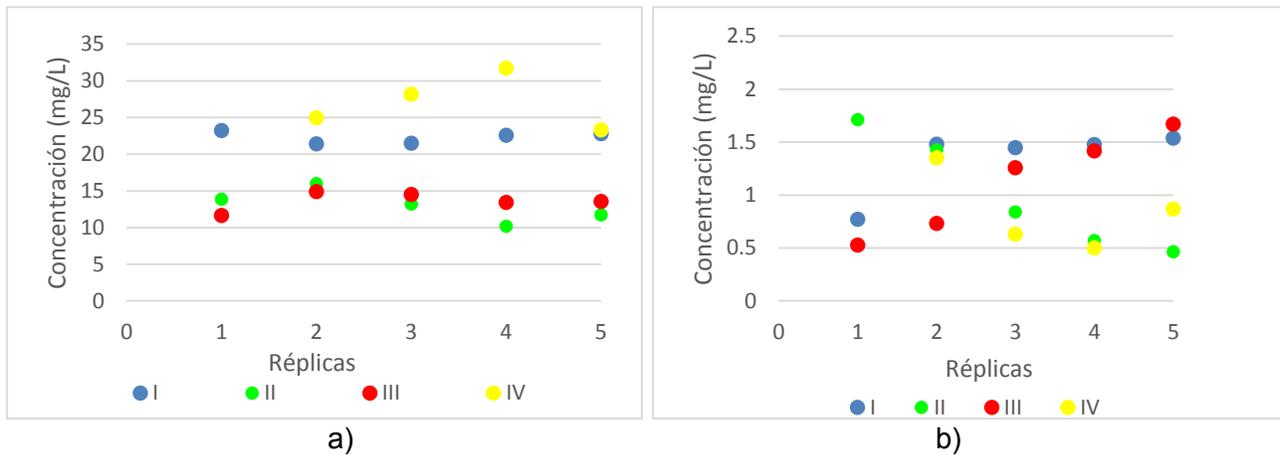


Figura 5.6 Concentraciones promedio de Nitratos por tratamiento. a) Influyente b) Efluente

Sodio

El Sodio es un parámetro que si bien fue medido durante toda la experimentación, no fue directamente controlado en el proceso de preparación de la muestra sintética. En el protocolo de preparación de la muestra sintética se estableció que su concentración estaba en función de la adición de Cloruros (NaCl) y Sulfatos (Na_2SO_4), lo cual se reflejó en una concentración mayor al promedio histórico y por supuesto a la norma NOM-127-SSA1-1994. Modificación 2000, como se esquematiza en la Figura 5.7, donde la concentración fluctúa entre 403 y 980 mg/L. Sin embargo, esto no afectó su remoción, ya que se obtuvo en porcentaje mayor al 98%, siendo 13 mg/L el promedio general observado en el efluente (no representado en la figura por su pequeña magnitud respecto a las concentraciones en el influente). De igual manera, que las últimas sales, éste parámetro es removido principalmente por la membrana de ósmosis inversa, sin que las anteriores barreras presenten una remoción significativa.

Éste parámetro es muy importante en la calidad de agua, aunque de manera directa no implica un riesgo a la salud. La Organización Mundial de la Salud recomienda disminuir el consumo de sodio a fin de reducir su efecto potencial en la tensión arterial y en el riesgo de enfermedades cardiovasculares, a niveles por debajo de 2 g al día, en el caso de los adultos (OMS, 2013).

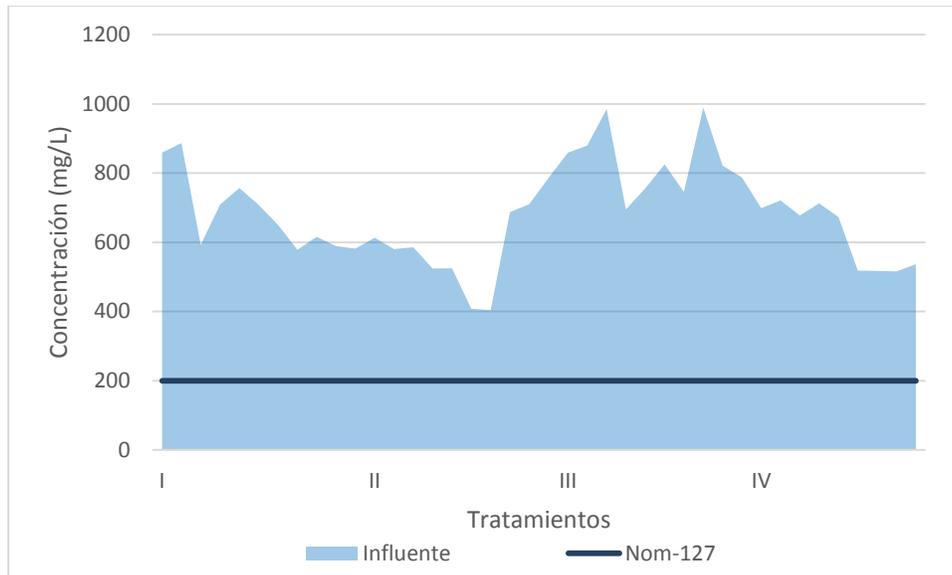


Figura 5.7 Concentración de Sodio durante los Tratamientos.

Sulfatos

La concentración de Sulfatos en el influente y en el efluente de cada tratamiento se muestra en la Figura 5.8 a) y b). En el influente de los tratamientos las concentraciones varían entre 400 y 920 mg/L. Considerando los altos valores alcanzados, es de los pocos parámetros del grupo de las sales donde su remoción es casi total, ya que no presentó interferencias, con eficiencia promedio de remoción mayor al 99%, observando en la efluente (b) valores menores a 25 mg/L. La variación observada en el comportamiento de este parámetro obedece, entre otras causas, a la manipulación de la muestra, así como también a la variabilidad inherente que puede presentar la operación de la planta piloto. De nuevo aquí la membrana de ósmosis es la parte clave del tren de tratamiento, siendo éste contaminante también del grupo de las sales.

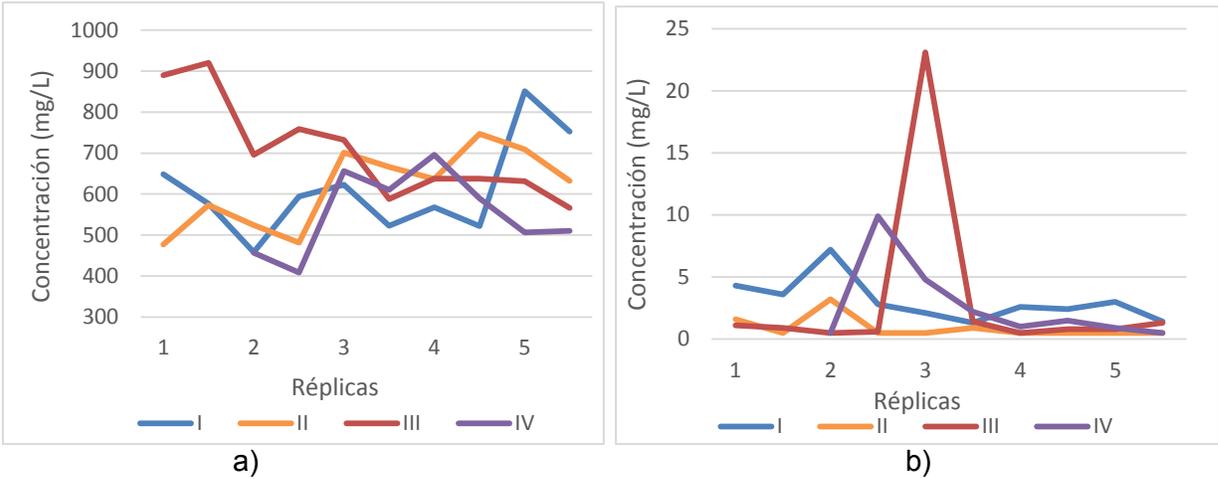


Figura 5.8 Comportamiento de Sulfatos por tratamiento. a) Influyente b) Efluente

5.2.2 Metales

Con el propósito de englobar los resultados obtenidos para los diferentes metales, se muestra en la Figura 5.9 la concentración promedio en el influente (azul) y su respectivo valor inicial y con la línea verde se representa el valor de la concentración en el efluente de la planta piloto.

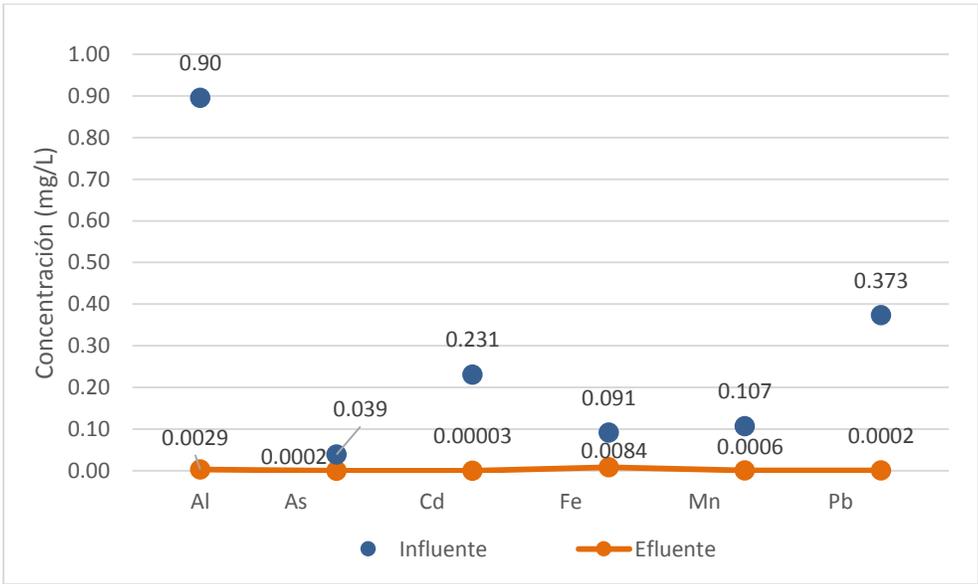


Figura 5.9 Metales. Comparación de las concentraciones promedio en influente-efluente.

Aluminio

El Aluminio es uno de los metales que en promedio alcanzó las mayores remociones (>99%), junto al Cadmio y Plomo. En la Figura 5.10 se presenta su concentración durante los diferentes Tratamientos y también la comparación de las concentraciones promedio en el efluente de cada barrera. Tal como se observa, durante el Tratamiento II que corresponde a la adición de metales (II) a la muestra sintética, hay una remoción muy significativa desde la filtración; esto obedece a que la zeolita se encuentra en las mejores condiciones ya que hasta este punto no había interactuado con metales, por lo tanto se encontraba en su óptimo rendimiento; para los siguientes tratamientos (III y IV), la ultrafiltración no tiene influencia significativa, dejando la mayor remoción a la membrana de ósmosis inversa.

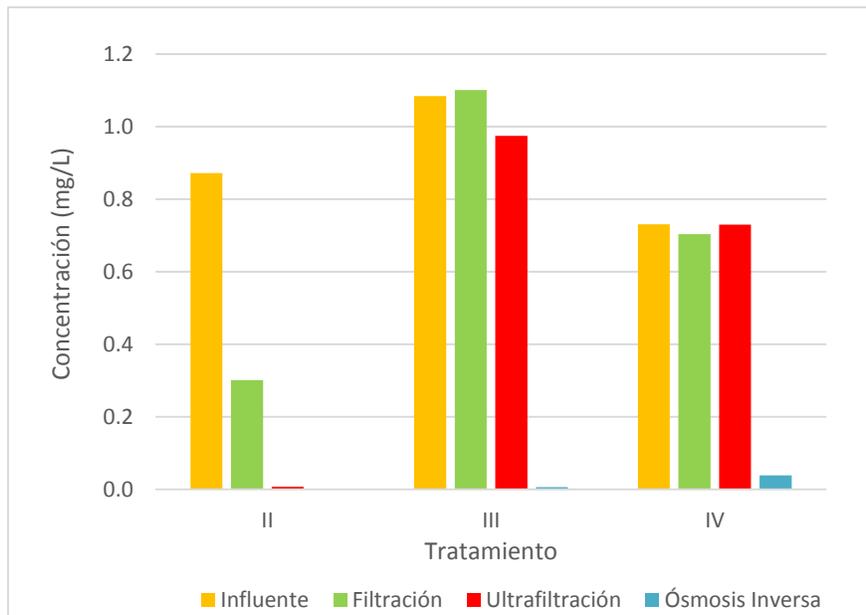


Figura 5.10 Concentración promedio del Aluminio en los diferentes tratamientos.

Arsénico

El caso del Arsénico es mostrado con las concentraciones promedio de todo el experimento (Figura 5.11), para ilustrar cómo este elemento tiene una remoción progresiva a través de cada una de las barreras, demostrando la influencia de los diferentes procesos del tren de tratamiento. Abunda la literatura científica que reporta el incremento sensible en la remoción de Arsénico en sistemas de filtración con zeolita, en presencia de Hierro y Manganeseo, tal cual fue el caso en este experimento. Sin embargo la barrera con mayor eficiencia de remoción es la membrana de ósmosis inversa.

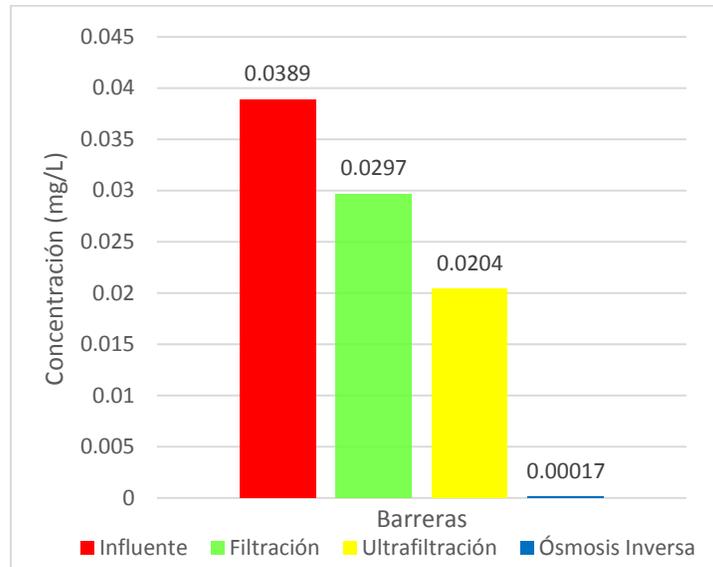


Figura 5.11 Comparación de la concentración promedio de Arsénico en el efluente de las barreras.

Cadmio

El Cadmio fue el contaminante en la muestra sintética para el cual se observó el mayor porcentaje de remoción, donde la ósmosis inversa fue el proceso determinante en la eliminación de este parámetro, aun cuando no se alcanza a apreciar en la Figura 5.12, dada su pequeña magnitud. En el caso del Cadmio se observa que la etapa de filtración influyó en la remoción, al menos en los Tratamientos II y III, mostrando que la adición de los organismos patógenos (Tratamiento III) no interfirió; sin embargo, su funcionalidad cambia para el Tratamiento IV (adición de emergentes a la muestra sintética), donde la efectividad del material filtrante de la primera barrera disminuye notablemente. Es posible que obedezca a un efecto de saturación del medio filtrante, debido a la presencia de más contaminantes conforme avanza el experimento, así como a la competencia entre el resto de los metales, específicamente, al pasar por el filtro de zeolita.

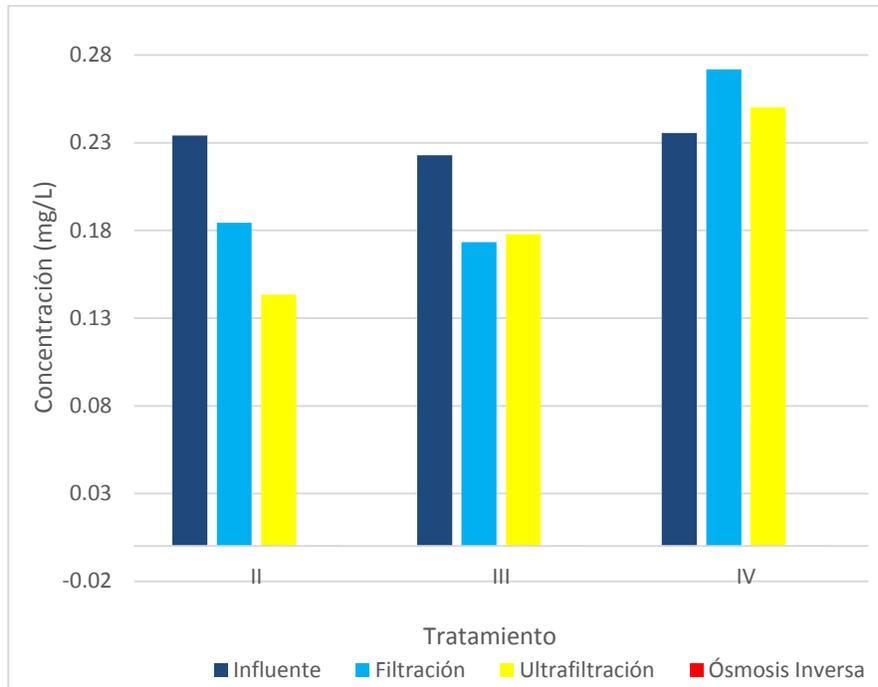


Figura 5.12 Concentración promedio del Cadmio en los diferentes Tratamientos.

Hierro

El caso del Hierro (Figura 5.13), es interesante debido a que es el metal que, aunque si bien su remoción es mayor al 90%, ésta es menor que la del resto de los metales, observando en las muestras del Tratamiento IV una variabilidad significativa en la remoción con respecto al resto de las muestras de los Tratamientos II y III.

La importancia de la medición del Hierro y su completo monitoreo en este experimento, si bien no es por su efecto a la salud, es más debido a la interacción fuerte que tiene con la membrana de ósmosis. El Hierro en disolución, se deposita en las membranas como óxido férrico causando afectación al funcionamiento de la membrana (del Vigo, 2006), y por ende de la disminución de las eficiencias de éste elemento.

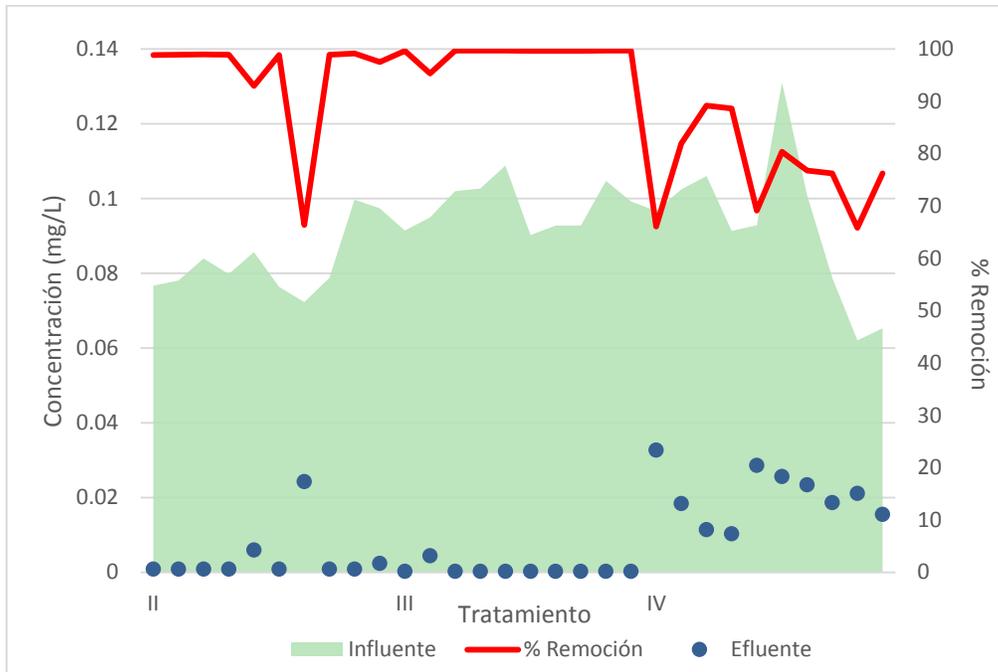


Figura 5.13 Remoción de Hierro en los diferentes Tratamientos.

Manganeso

El Manganeso, junto con el Hierro, son elementos que pueden darle al agua sabor, olor y color indeseable y son los dos metales que más interfieren con el funcionamiento de la membrana de ósmosis inversa, de ahí la importancia de su monitoreo en este experimento. Éste elemento en promedio, fue el que presentó una menor remoción por los procesos del pretratamiento (filtración y ultrafiltración) (Figura 5.14), siendo ésta muy baja; se observó un comportamiento similar al Cadmio, y sigue siendo la ósmosis inversa la barrera de mayor efectividad; quedó claro, además, que el carbón activado cumple una función clave, pues está directamente relacionado en la eliminación de olores y sabores indeseables en el agua.

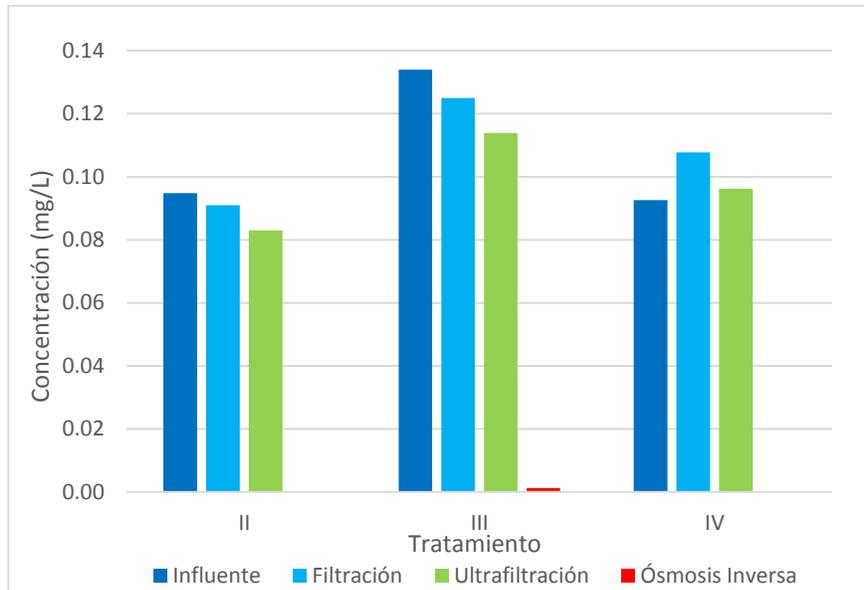


Figura 5.14 Concentración promedio de Manganeso en los diferentes tratamientos.

Plomo

El último de los metales, el Plomo, es un caso muy particular, pues fue el elemento con mayores eficiencias de remoción durante el pretratamiento (Figura 5.15), observándose muy bajas concentraciones incluso desde el efluente de filtración. Se puede afirmar que es el metal más susceptible a remoción por medios filtrantes, como la arena y la zeolita, es muy probable que también se deba a que es el metal con mayor masa atómica, quedando atrapado desde temprana etapa del tratamiento. Éste fue el único caso (entre los metales analizados) donde la membrana de ósmosis inversa no realiza la mayor remoción, sino el pretratamiento, específicamente la filtración.

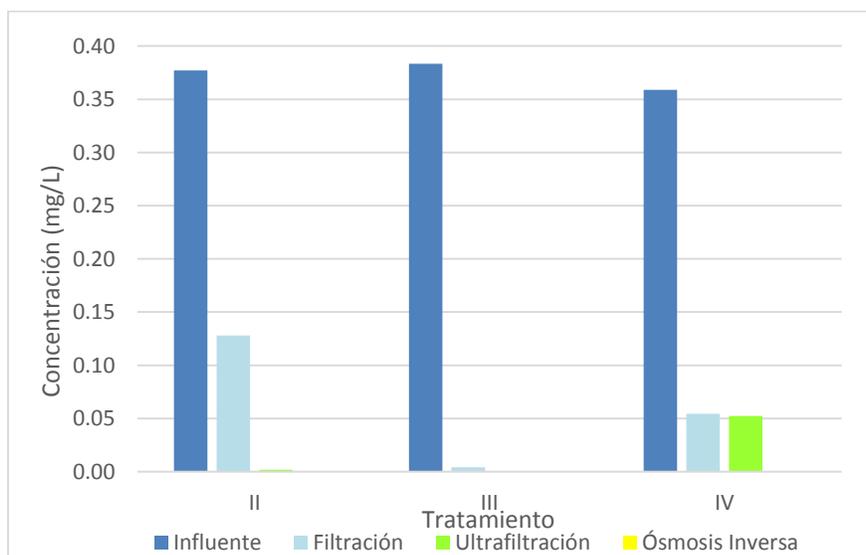


Figura 5.15 Concentración promedio de Plomo en los diferentes tratamientos.

5.2.3 Organismos patógenos

E. coli y *Ascaris*

Los coliformes fecales fueron cuantificados a través de la inclusión de *E. coli* en la muestra sintética. En la Figura 5.16 se observa el comportamiento de los microorganismos en el influente: las muestras de la 1 a la 10 corresponden al Tratamiento III, que es donde fueron adicionados los microorganismos y las muestras de la 11 a la 20 corresponden al Tratamiento IV); estos valores fluctúan entre 98 y 590 UFC/100 ml, con un promedio general de 286 UFC/100 ml; esta variabilidad responde a que es más complicado controlar parámetros biológicos que cualquier otro, pues su cuantificación es más variable. Como se puede observar en el efluente de la etapa de filtración presentan valores entre 32 UFC/100 ml y ND (representados con línea roja en la Figura 5.16). Después de la ultrafiltración quedan removidos en su totalidad por lo que no se incluyen en la figura. De ahí la importancia de las barreras del pretratamiento en el sistema de tratamiento evaluado, ya que para los parámetros biológicos los procesos de filtración son indispensables, siendo su complemento los procesos de desinfección.

Para el caso de *Ascaris* la barrera de filtración mostró una mayor eficiencia: en el efluente de esta etapa se logra una remoción completa de este organismo.

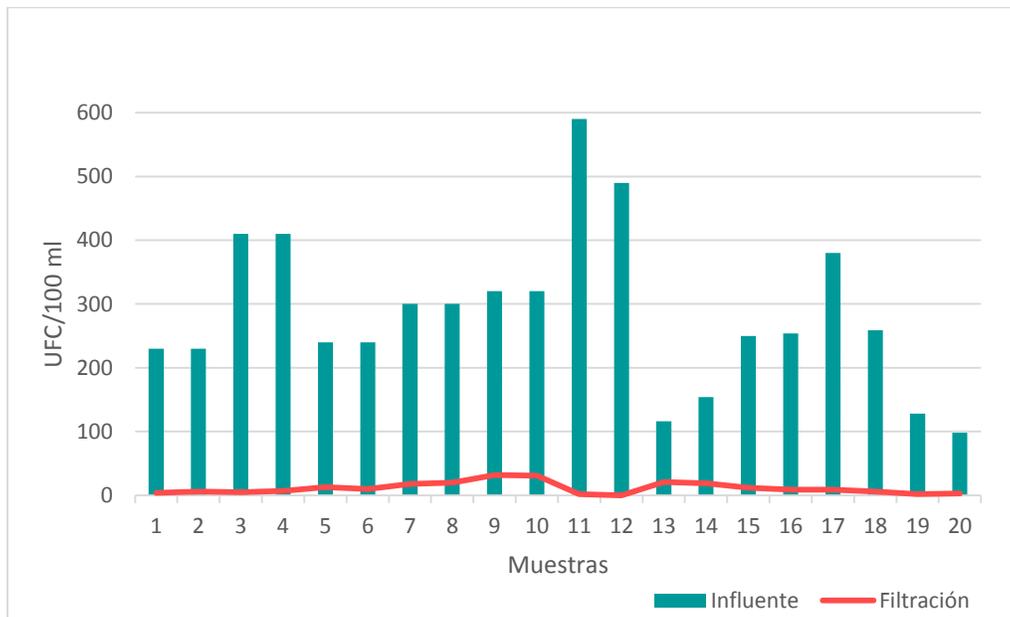


Figura 5.16 Comportamiento de *E. coli* en la etapa de filtración.

5.2.4 Otros parámetros

pH

Es realmente importante tener un control del pH de la muestra, ya que, si hay algún factor que lo afecte es necesario saber en qué etapa del proceso muestra un nivel extremo y si el sistema es capaz de amortiguarlo. Además, para que el agua sea potable, debe encontrarse en un rango de 6.5 a 8.5 U de pH, para estar dentro de la NOM-127-SSA1-1994 Mod. 2000 y de la EPA (EPA, 2012). Por otra parte, en un ámbito de pH aceptable, un poco alto o bajo pH del agua puede ser poco atractivo por varias razones. El agua con valores altos de pH tiene un tacto resbaladizo, presenta sabor a bicarbonato de sodio, y puede dejar depósitos en los accesorios. El agua con valores bajos de pH, por otra parte, puede tener un sabor amargo o metálico, y puede contribuir a la corrosión.

En la Figura 5.17 se observa el comportamiento del pH a lo largo de los tratamientos. Durante el tratamiento I (sales) no hubo adición de los metales pesados, cuyos estándares se encuentran conservados en HNO_3 , por lo que el pH nunca bajó de 6 U de pH (en rojo). Para los tratamientos II y III, en la Figura 5.18, se observa que existe una tendencia entre las muestras: inicia cada réplica con un pH bajo, cercano a pH 3 y se incrementa hasta valores cercanos a 8 conforme el agua pasa a través de los diferentes procesos de tratamiento. Cabe recordar que el tratamiento II consiste en la adición de metales a la muestra sintética de sales, lo cual explica el abatimiento del pH inicial; además, el comportamiento similar bajo el tratamiento III obedece a que la adición de organismos patógenos no influye en el pH de la muestra.

En cuanto al comportamiento del pH durante el tratamiento IV (Figura 5.17) se observa variabilidad significativa entre las réplicas; sólo hay similitud en las primeras dos, indicando que con la adición de emergentes en este tratamiento varió la respuesta de pH en las últimas réplicas, debido probablemente al funcionamiento de la membrana de ósmosis inversa, o al electrodo de detección, entre otros factores.

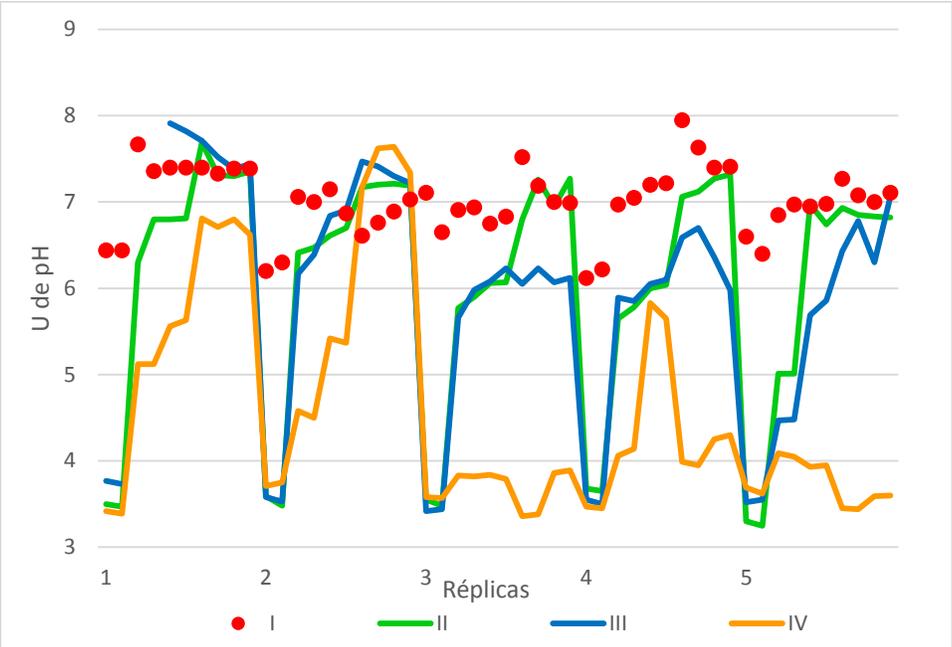


Figura 5.17 Comportamiento del pH durante los tratamientos.

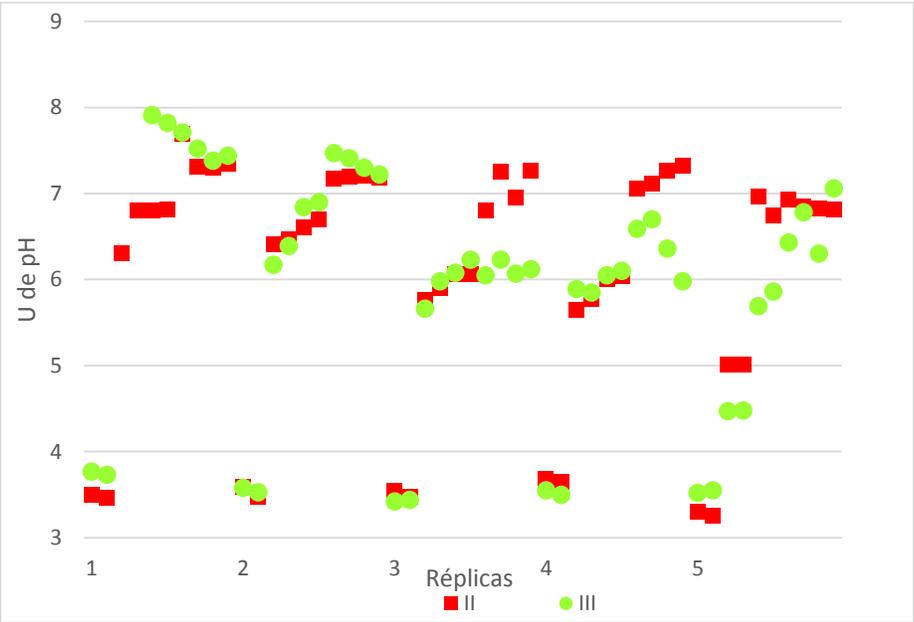


Figura 5.18 Comportamiento del pH en los Tratamientos II y III.

Conductividad

Parámetro importante ya que da una relación directa con el contenido de sólidos disueltos (algunos fabricantes de instrumentación analítica como *Hanna* mencionan que la relación es aproximadamente 0.5 de la conductividad eléctrica presente en la muestra) y en general de la cantidad de sales presentes en el agua. A partir de esta relación, se representa en la Figura 5.19 la comparación del comportamiento de las concentraciones de la conductividad eléctrica y la concentración de sólidos disueltos totales a lo largo de los tratamientos. Se observa la correlación entre ambos parámetros pero con diferente magnitud.

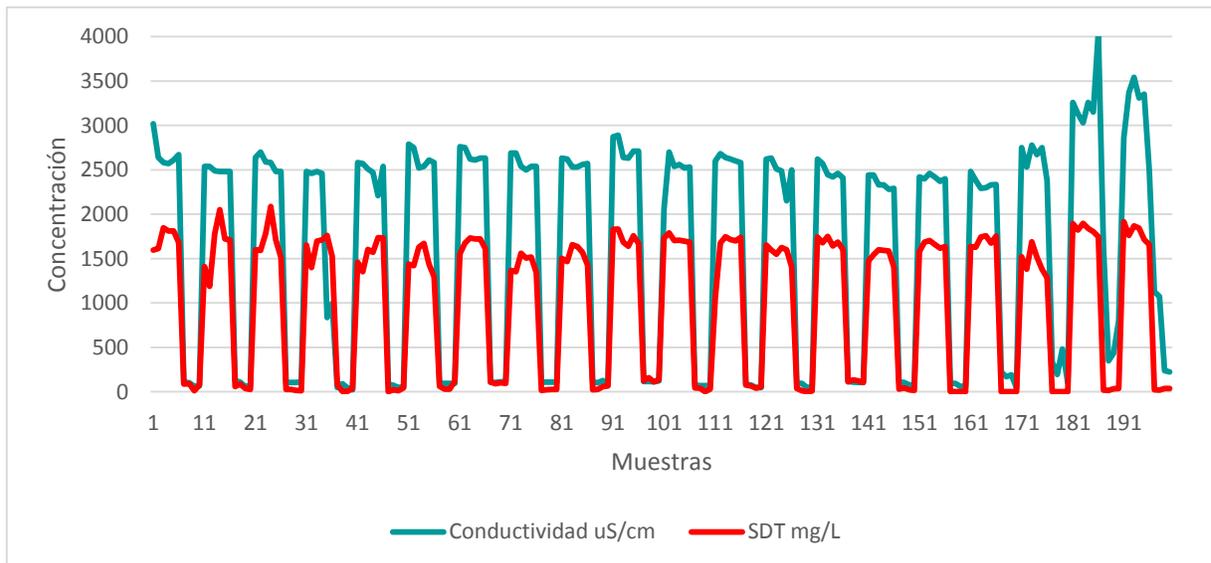


Figura 5.19 Comparación del comportamiento de la conductividad contra los SDT.

5.2.5 Emergentes

El tratamiento IV consistió en la adición de 3 compuestos identificados como emergentes: Nonilfenol, Bisfenol-A y Bencilbutilftalato. La muestra sintética se elaboró para concentraciones promedio en el influente de 46.02, 2.68 y 5.3 ng/L, respectivamente; concentraciones mayores al promedio histórico observado en el Valle del Mezquital con el fin de facilitar su cuantificación. Los resultados obtenidos del análisis de emergentes sugieren que hubo una remoción durante la primera barrera de filtración para los 3 compuestos, en promedio de 99%, debido a la acción del filtro de carbón activado, encontrando en este efluente valores entre 2 y 45 ng/L. En las muestras de los efluentes de los procesos posteriores del tratamiento, se observó gran variabilidad en los resultados analíticos que impidieron observar una tendencia en las eficiencias de remoción respectivas. Cabe aclarar que se utilizó un blanco con el agua destilada usada para realizar la muestra sintética, que fue pasado por todo el proceso de la planta para cuantificar los

contaminantes emergentes que existían inherentes al proceso; al valor final de cada barrera fue restado el valor del blanco para obtener resultados más cercanos al real.

Ante esta situación se evaluó el protocolo definido para la elaboración de la muestra sintética, y no se observaron errores que influyeran en los resultados analíticos. Además, se corrieron dos réplicas adicionales para evaluar si había ocurrido un error grave experimental; sin embargo, se confirmó el efecto de remoción de la etapa de filtración y también variabilidad no explicable como la observada previamente. Con estos resultados es incierto identificar los factores que influyeron en ese comportamiento; los datos son insuficientes para identificar fallas en la membrana de ósmosis inversa, de la cual se esperaban las mejores eficiencias; se requiere de un análisis detallado de la técnica analítica para identificar si la presencia de otros metabolitos, generados durante el tratamiento, sean igualmente cuantificables por el cromatógrafo o si influyen posibles errores de manipulación durante el proceso de preparación de la muestra para la cuantificación de emergentes.

5.3 Resultados de la evaluación de riesgo

En este apartado se recopila la información sobre la evaluación del riesgo realizada, desde los posibles efectos a la salud de parte de los parámetros contaminantes, el análisis dosis-respuesta, la evaluación de la exposición, para finalmente realizar la caracterización del riesgo y el análisis de estos resultados.

5.3.1 Identificación de los peligros.

En la siguiente tabla (Tabla 5.4) se describen a detalle los efectos a la salud causados por los parámetros de estudio y las enfermedades que podrían llegar a desarrollarse con una ingesta aguda de estos contaminantes. Los daños a corto plazo van desde vómito y diarrea hasta el posible desarrollo de cáncer para algunos de ellos.

Tabla 5.4 Contaminantes y sus efectos a la salud.

Parámetro	Efectos
Fluoruros	<ul style="list-style-type: none"> • Fluorosis esquelética. Enfermedad de los huesos (dolor, sensibilidad), fracturas óseas no vertebrales. • Fluorosis dental. Niños pueden adquirir manchas en la dentadura.
Nitratos	<ul style="list-style-type: none"> • Metahemoglobinemia. Niños menores a seis meses pueden enfermar seriamente, incluso morir si ingieren cantidades mayores a la dosis de referencia. Síntomas incluyen dificultad para respirar y síndrome de bebé azul. Los primeros signos clínicos de la metahemoglobinemia en exceso de 10%. • Cáncer de estómago. Algunos autores señalan que el consumo de agua con altos niveles de nitrato (una exposición media de 20 mg/L de nitrato a largo plazo) y el aumento del riesgo de desarrollar cáncer de estómago podría estar relacionado [Las bacterias del aparato digestivo pueden reducir el nitrato a nitrito, que participa en la síntesis de nitrosaminas, cuyas propiedades carcinogénicas han sido demostradas].
Arsénico	<ul style="list-style-type: none"> • Agudos. Vómitos, dolor abdominal y diarrea. Entumecimiento u hormigueo de manos y pies, calambres musculares. Muerte. • Largo plazo. Hiperpigmentación, queratosis y posibles complicaciones vasculares; • Cáncer. Puede incrementarse el riesgo de adquirir cáncer de piel, vejiga y pulmón. • También se ha asociado a problemas de desarrollo, enfermedades cardiovasculares, neurotoxicidad y diabetes.
Cadmio	<ul style="list-style-type: none"> • Agudos. Irritación grave estomacal, vómitos, diarrea. Muerte. • Largo plazo. Proteinuria significativa. Daño a los riñones. Fragilidad de los huesos. • Cáncer. La EPA ha determinado que el cadmio es probablemente carcinogénico en seres humanos.
Manganeso	<ul style="list-style-type: none"> • Efectos en el Sistema Nervioso Central. Incluyen alteraciones del comportamiento y movimientos lentos y sin coordinación. Cuando esta combinación de síntomas se torna grave, se le refiere como “manganismo”.
Plomo	<ul style="list-style-type: none"> • Niños. Retraso en desarrollo físico o mental. Anemia, daño al riñón, cólicos, debilidad muscular. • Adultos. Daño al cerebro. Problemas de riñón, alta presión sanguínea. Debilidad en los dedos, las muñecas y tobillos. Anemia. Altos niveles puede alterar la producción de espermatozoides. • Mujeres embarazadas. Puede producir abortos, nacimiento prematuro y bebés con bajo peso.
Coliformes fecales	Efectos a corto plazo como diarrea, cólicos, náuseas, jaquecas. Riesgo especialmente en infantes.
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Enfermedades gastrointestinales. En la forma severa, infección crónica: desnutrición y retardo en el crecimiento de infantes.

Fuente: ATSDR (1993 y 2012), EPA (2009), Frencken, *et al* (1990) y OMS (2011).

5.3.2 Caracterización y estimación de los efectos microbiológicos y químicos (Análisis Dosis-Respuesta).

La tabla expuesta en el Capítulo IV (Ver Tabla 4.12) concentra los datos usados de los modelos dosis-respuesta para los indicadores microbiológicos y en la Tabla 5.5 se exponen los factores de toxicidad para los parámetros no biológicos.

Tabla 5.5 Factores de toxicidad para los compuestos que se evalúan en el modelo de riesgo

Compuesto	Factor de toxicidad
	RfD (mg/kd-d)
Nitratos	1.6
Fluoruros	6×10^{-2}
Arsénico	3×10^{-4}
Cadmio	5×10^{-4}
Manganeso	1.4×10^{-1}
Bisfenol-A	5×10^{-2}
Butilencil ftalato (BuBeF)	2×10^{-1}

Fuente: IRIS (2015)

Para el caso del factor de potencia (Sf) el único parámetro que cuenta con éste valor es el arsénico, con 1.5 1/mg/kg-d.

5.3.3 Caracterización y evaluación de la exposición de la ingestión de agua tratada.

Para la evaluación de riesgo se contó con datos de la población de la zona del Mezquital, obtenidos a través de encuestas, de los cuales son 75 datos para adultos y 171 datos para niños, donde se consultó su edad, peso, estatura, consumo de agua por día además del tiempo en el sitio; para cada serie de datos se calculó su distribución, además, con los resultados de cada variable (contaminante) obtenidos de la experimentación también se calculó su distribución, mismas que se recopilan en la Tabla 5.6 con sus respectivos parámetros; y una vez contando con las distribuciones respectivas se incorporaron a las ecuaciones antes vistas y de esta manera se efectuó la cuantificación del riesgo probabilístico a través de 100,000 iteraciones con el software @Risk para la evaluación del riesgo.

Tabla 5.6 Distribuciones de las variables utilizadas.

Variables		Distribución	Parámetros								
Niños	IR	Weibull	α	1.8923	β	1.1246	Aj	0.4077			
	BW	Weibull	α	1.7385	β	27.47	Aj	8.5642			
	ED	Uniforme	min	1.9104	max	14.09					
Adultos	IR	Weibull	α	4.8493	β	2.9098	Aj	-0.7293			
	BW	Beta General	α_1	1.7603	α_2	2.679	min	38.735	max	99.717	
	ED	Weibull	α	1.3089	B	24.705	Aj	0.4142			
Metales	Arsénico	Influyente	ExtvalueMin	α	0.0407	β	0.0033				
		Filtración	Triangular	min	0.0139	mp	0.0381	Max	0.0381		
		Ultrafiltración	ExtvalueMin	α	0.0282	β	0.0141				
	Cadmio	Influyente	ExtvalueMin	α	0.2142	β	0.0295				
		Filtración	ExtvalueMin	α	0.2420	β	0.0592				
		Ultrafiltración	ExtvalueMin	α	0.2290	β	0.0639				
	Plomo	Influyente	Logistic	α	0.3707	β	0.0377				
		Filtración	Extvalue	α	0.0342	β	0.0425				
		Ultrafiltración	Gamma	α	0.3391	β	0.0638	Aj	0.00013		
Sales	Fluoruros	Influyente	Beta General	α_1	0.3171	α_2	0.2842	min	0.9434	max	2.8536
		Filtración	Uniforme	min	0.6909	max	2.6064				
		Ultrafiltración	ExtvalueMin	α	2.177	β	0.5967				
		Ósmosis Inversa	Lognorm	μ	0.096	σ	0.0885	Aj	0.0037		
	Nitratos	Influyente	Gamma	α	1.5626	β	5.4623	Aj	9.9231		
		Filtración	Extvalue	α	12.6796	β	5.5225				
		Ultrafiltración	Gamma	α	1.774	β	4.9878	Aj	6.8021		
Biológico	E. coli	Influyente	Lognormal	μ	444.7	σ	123.45	Aj	-158.65		
		Filtración	Gamma	α	1.3679	β	8.5769	Aj	-0.2822		
Emergente	Bisfenol-A	Influyente	Logistic	α	26.6521	β	5.8357				
		Filtración	Uniforme	min	-0.2189	max	3.1887				
	BuBeF	Influyente	Loglogistic	γ	-25.768	β	75.669	α	2.7605		
		Filtración	Exponencial	λ	55.94	Aj	-4.7363				

α = alfa; β = beta; μ = media; σ = desviación estándar; min = mínimo; max = máximo; mp = más probable; Aj = ajuste.

5.3.4 Caracterización del Riesgo

La estimación cuantitativa del riesgo probabilístico de los parámetros físico-químicos se basó en la aplicación de la fórmula de **HQ** (Cociente de riesgo por sus siglas en inglés) descrita en el Capítulo IV; de su aplicación se obtiene un valor adimensional para cada iteración, el cual expresa que toda aquella dosis diaria de exposición (**DI_d**, mg/kg-d) mayor a la dosis de referencia **RfD** presentará un peligro potencial a la salud humana. Es decir, si se observa que si para alguno de los parámetros evaluados el peligro potencial es mayor a la unidad (**HQ** \geq 1), entonces será una advertencia de la existencia de un peligro potencial a la salud por el consumo del agua tratada en la etapa experimental, debido a la presencia del parámetro en concentraciones de riesgo a la salud humana.

En las Tablas 5.7 y 5.8 se muestran los resultados del riesgo probabilístico estimado para el percentil 50 (P_{50}) y percentil 95 (P_{95}) de las distribuciones. Estos valores se interpretan de la siguiente forma: si el resultado es mayor a 1, existe un riesgo anual, al menos para el 50 % o 95 % (según sea el caso) de la población específica (niños o adultos).

Por tanto, se estimó que existe riesgo potencial para todos los parámetros en el influente, excepto para el influente en rango bajo de fluoruros, donde no hay riesgo al menos para el 50% de la población de niños y tampoco en adultos. Se observa en las tablas que no existe riesgo para ningún parámetro después del efluente de la membrana de ósmosis inversa. Estos resultados demuestran que el riesgo disminuye en el caudal conforme avanza en el tren de tratamiento, es decir, el riesgo evaluado disminuye después de cada barrera de tratamiento.

Ahora bien, los resultados de la estimación cuantitativa de la probabilidad de desarrollo de cáncer por Arsénico se muestran en la Tabla 5.9. El análisis de estos resultados, considerando uno de los valores que la OMS establece como límite aceptable para el riesgo potencial de desarrollo de cáncer, el más conservador en 1×10^{-6} que indica la tolerancia de riesgo de 1 en 1 000 000 de individuos expuestos, se observa en la tabla que en el efluente del tratamiento existe riesgo potencial de desarrollo de cáncer para niños y adultos. Lo que indica que aun cuando los valores de la concentración de arsénico en el efluente de la membrana de ósmosis inversa cumplen con el límite aceptable especificado en la legislación mexicana y aún con un tratamiento adecuado, bajo los criterios específicos establecidos (ingesta de agua, peso corporal, frecuencia, etc.), hay una probabilidad de desarrollo de cáncer. Sin embargo, si se considera el otro valor que la OMS reconoce como límite aceptable de riesgo, de 1×10^{-4} indicativo del riesgo de 1 en 10 000 individuos expuestos, se observa en la Tabla 5.10 que el riesgo es aceptable para la calidad del agua en el efluente del proceso de ósmosis inversa con valores del orden de 10^{-5} para el 95% de la población de niños y adultos.

Cabe señalar que la OMS indica como valor de referencia provisional de ingestión de arsénico en agua potable de 0.01 mg/L (en comparación, la legislación mexicana es menos estricta con un valor de 0.025 mg/L); si bien existen numerosos estudios que reportan una relación con el desarrollo de cáncer y otras enfermedades para ese valor, aún no son los

suficientes para asegurar tal cosa; además, hay otros estudios donde se manejan dosis más elevadas y no encontraron una asociación con el desarrollo de cáncer (OMS, 2011) es por eso que este valor es provisional. Una situación similar ha ocurrido en las investigaciones acerca de los efectos a la salud por exposición a Plomo con una alta incertidumbre en los resultados de suerte tal que no hay un valor de referencia con el que se pueda calcular el riesgo, pero es de vital importancia asegurar su remoción.

Tabla 5.7 Resultados del software de la caracterización del riesgo para el caso de niños.

Contaminante	Barrera	Riesgo (HQ)		
		P ₅₀	P ₉₅	
Niños	Arsénico	Influyente	5.58	15.55
		Filtración	4.25	12.24
		Ultrafiltración	2.87	11.00
		Ósmosis Inversa	0.02	0.07
	Cadmio	Influyente	19.72	55.79
		Filtración	17.5	54.29
		Ultrafiltración	16.16	51.44
		Ósmosis Inversa	0.006	0.02
	Plomo	Influyente	4.52	12.89
		Filtración	0.57	2.92
		Ultrafiltración	0.08	1.45
		Ósmosis Inversa	0.005	0.01
	Fluoruros (rango bajo)	Influyente	0.84	1.88
		Filtración	0.72	2.04
		Ultrafiltración	0.73	2.21
		Ósmosis Inversa	0.03	0.13
	Fluoruros (rango alto)	Influyente	1.88	5.21
		Filtración	1.60	4.43
		Ultrafiltración	1.76	4.86
		Ósmosis Inversa	0.09	0.48
Nitratos	Influyente	0.47	1.49	
	Filtración	0.39	1.34	
	Ultrafiltración	0.39	1.30	
	Ósmosis Inversa	0.05	0.18	

Tabla 5.8 Resultados del software de la caracterización del riesgo para el caso de adultos.

Contaminante		Barrera	Riesgo (HQ)	
			P ₅₀	P ₉₅
Adultos	Arsénico	Influyente	4.02	7.16
		Filtración	3.06	5.77
		Ultrafiltración	2.12	5.78
		Ósmosis Inversa	0.02	0.03
	Cadmio	Influyente	14.17	26.28
		Filtración	12.71	26.47
		Ultrafiltración	11.76	25.39
		Ósmosis Inversa	0.004	0.007
	Plomo	Influyente	3.24	6.07
		Filtración	0.40	1.64
		Ultrafiltración	0.05	0.89
		Ósmosis Inversa	0.004	0.006
	Fluoruros (rango bajo)	Influyente	0.6	1.1
		Filtración	0.51	0.97
		Ultrafiltración	0.52	1.1
		Ósmosis Inversa	0.02	0.07
	Fluoruros (rango alto)	Influyente	1.36	2.4
		Filtración	1.15	2.04
		Ultrafiltración	1.27	2.25
		Ósmosis Inversa	0.07	0.15
Nitratos	Influyente	0.33	0.76	
	Filtración	0.28	0.69	
	Ultrafiltración	0.27	0.67	
	Ósmosis Inversa	0.03	0.09	

Tabla 5.9 Riesgo potencial de desarrollo de cáncer para Arsénico.

Contaminante		Barrera	Riesgo potencial de desarrollo de cáncer (PDC)
			P ₉₅
Arsénico	Niños	Influyente	6.9×10^{-3}
		Filtración	5.4×10^{-3}
		Ultrafiltración	5.0×10^{-3}
		Ósmosis Inversa	3.0×10^{-5}
	Adultos	Influyente	3.2×10^{-3}
		Filtración	2.6×10^{-3}
		Ultrafiltración	2.5×10^{-3}
		Ósmosis Inversa	1.4×10^{-5}

Para el caso de los resultados de la estimación de riesgo para los parámetros biológicos, el valor calculado corresponde a la probabilidad de infección anual; para estimar este riesgo primeramente se cuantificó la dosis de exposición diaria (D_d), donde intervienen las variables básicas de la cantidad de organismos presentes en agua (C) y la tasa de consumo diario de agua (IR). Con esta dosis se calcula la probabilidad de infección diaria (P) para finalmente calcular la probabilidad de infección anual. Para cada uno de éstos cálculos se realizaron las simulaciones también con el software @Risk obteniendo así los percentiles P_{50} y P_{95} de las distribuciones.

Los resultados del riesgo microbiológico, Tabla 5.10, indican que la concentración de *E. coli* del influente de la etapa de filtración tiene una reducción mínima de 1.98 Log_{10} y una máxima de 2.75 Log_{10} . La OMS considera que existe riesgo cuando los valores son mayores a 1×10^{-4} indicando la probabilidad de que exista riesgo de infección en 1 de 10000 casos. Por tanto hay probabilidad de riesgo de infección anual por la ingestión de *E. coli* tanto para niños y adultos, en el influente al tren de tratamiento como en el efluente de los procesos de filtración, pues no todos los microorganismos fueron retenidos en estos filtros, y éste número, aunque pequeño, representa una probabilidad de riesgo y la calidad del agua de este efluente no cumple con la legislación mexicana, pues ésta marca una ausencia de *E. coli*. Sin embargo, no existe probabilidad de infección anual en el resto de los efluentes de los procesos del tren de tratamiento (salida de ultrafiltración, ósmosis inversa y efluente) ya que se observó la remoción total en el efluente de ultrafiltración para todos los tratamientos y sus réplicas.

Una situación similar ocurre con *Ascaris*, donde para el influente a la planta de tratamiento existe probabilidad de infección anual para niños y adultos (Tabla 5.10), pues el criterio es el mismo que para *E. coli* ($< 1 \times 10^{-4}$) y no hay probabilidad de infección anual para *Ascaris* a partir del efluente de los procesos de filtración, para niños, ni tampoco para adultos, ya que no se detectó este organismos en ninguno de los efluentes posteriores.

Tabla 5.10 Probabilidad anual de Infección para organismos.

Contaminante	Barrera	Probabilidad anual de Infección (P)	
			P_{95}
<i>E. coli</i>	Niños	Influente	4.6×10^{-2}
		Filtración	3.0×10^{-3}
	Adultos	Influente	5.7×10^{-2}
		Filtración	4.0×10^{-3}
<i>Ascaris</i>	Niños	Influente	1.1×10^{-1}
	Adultos	Influente	1.3×10^{-1}

Con respecto a la estimación de riesgo por la exposición a los compuestos emergentes, cabe señalar que dada la variabilidad observada en los resultados y sólo la certeza de la remoción en los procesos de filtración, la cuantificación del riesgo probabilístico se realizó sólo para este efluente y para Bisfenol-A y BuBeF para los cuales hay valores del factor de

toxicidad RfD reportados. Los resultados indican que para Bisfenol-A, los valores de HQ para niños van de 1.9×10^{-5} a 1.07×10^{-4} como máximo, mientras que para adultos los valores oscilan entre 8.9×10^{-6} a 4.9×10^{-5} para el percentil P₉₅ de todos los casos evaluados. Para BuBeF, el valor de HQ para niños es de 1.01×10^{-4} como máximo, mientras que para adultos el valor máximo obtenido es de 4.6×10^{-5} . Todos ellos son valores menores a uno, por lo cual no se observó riesgo potencial.

5.4 Algunas consideraciones finales

Durante la realización de esta investigación se identificaron algunos aspectos cruciales, los cuales son importantes discutir, ya que influyen de manera directa o indirecta en los resultados y ayudarán a mejorar futuras investigaciones y comprender mejor este tipo de experimentaciones.

Realizar una experimentación con esta cantidad de variables involucra diversas fuentes de error, que traen consigo una incertidumbre inherente:

Los diversos recursos analíticos empleados. Si bien se observa que el uso de equipos instrumentales brinda resultados más precisos que realizarlos de manera manual con técnicas gravimétricas (poniendo el ejemplo de los sólidos), existen también diferencias entre los equipos utilizados; utilizar Espectrometría de Emisión Atómica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-AES) es mucho más sensible que utilizar Espectrometría de Absorción Atómica para la detección de metales debido al límite de cuantificación, sin embargo, también es más costoso. Así también utilizar una determinación Potenciométrica con Electrodo de Ion Selectivo o un método colorimétrico automatizado es más sensible y contiene menor grado de error (por menor manipulación) que utilizar una técnica espectrofotométrica (para el caso de las sales).

La preparación de la muestra sintética es uno de los aspectos que requieren mayor atención, debido a su alta manipulación ya que requiere de la adición de cada uno de los contaminantes, algunos en volúmenes altos (hasta 500 ml) y otros en cantidades menores a un mililitro. Es de suma importancia no solo una estandarización (como se realizó) donde se establecen las condiciones y volúmenes exactos a adicionar, sino también poner atención a los factores que causan variabilidad para disminuirlos al máximo. Por ejemplo, considerar: la utilización del mismo material volumétrico en cada preparación de muestra sintética, el mismo equipo de trabajo (personal), agua de una misma fuente y su caracterización (cuando se adquiere agua comercial o comprada, viene con un informe de trazas, sin embargo cuando se utiliza agua que es producida en el lugar de trabajo, es imposible realizar su análisis antes de cada utilización, debido a la fuente y obviamente, el tiempo requerido, sin embargo un análisis general es recomendable), volúmenes prácticos de trabajo, utilización de la misma balanza al momento de pesar los reactivos (y asegurarse que esté debidamente verificada y calibrada), entre otras sugerencias.

La operación de la planta puede generar por el mismo uso variaciones que se deben vigilar, como lo son la disminución de la eficiencia en cada una de las barreras, derivado claramente por su uso constante (en la primera barrera, donde se encuentran los cartuchos rellenables de zeolita, grava, arena y carbón activado, si observamos una disminución en remociones o bien una saturación, durante la experimentación fue factible su cambio y/o relleno; pero es importante considerar que se presentó una variación en su eficiencia). Así como también para las membranas de ultrafiltración y especialmente la de ósmosis inversa, donde se sabe que existen elementos que pueden afectar de manera directa su desempeño (hierro y manganeso específicamente) y evaluar si es necesario al nivel de escala piloto un cambio en determinado momento de la experimentación.

En esta investigación se evaluaron algunos parámetros, no porque represente un riesgo a la salud, sino porque es importante su monitoreo ya que pueden causar ruido o alteraciones en los resultados, por lo que se denominaron parámetros de control, estos son el pH, la conductividad, la turbiedad, los sólidos y los metales hierro y manganeso; es importante enfatizar esto, la cantidad de sólidos disueltos está relacionada directamente con la conductividad y los sólidos suspendidos con la turbiedad de la muestra, ambos cruciales pues un valor alto compromete el funcionamiento de la planta o la saturación de las membranas, de la misma manera concentraciones de hierro y manganeso son consideradas ya que están presentes en la muestra sintética (emulando los valores reales) y son elementos que repercuten en la eficiencia de la membrana de ósmosis inversa por su interacción y depósito en la misma.

La inclusión de un quinto tratamiento, donde se pueda realizar una simulación de la materia orgánica y su medición a través de parámetros como DQO y DBO sería objeto para las investigaciones posteriores. En esta no se incluyó dado los tiempos establecidos para la investigación experimental en el programa de maestría; empero será de gran importancia analizar cómo influye en las remociones, las interacciones con los demás contaminantes, además que tendría una fidelidad mayor con muestras de agua de fuentes de abastecimiento reales.

Dado que esta investigación está enfocada a una evaluación que permite observar la evolución del nivel del riesgo en cada una de las barreras del tratamiento, y la factibilidad del consumo de esta agua, no se evaluó el rechazo de la membrana de ósmosis inversa; no obstante es importante contar con su caracterización para realizar así un balance de masa que permita saber con mayor claridad el fin de cada uno de los contaminantes, y principalmente evaluar el comportamiento de la eficiencia de la membrana.

El uso de barreras múltiples implica el poder recircular el efluente y además poder intercambiar las barreras a manera de obtener una calidad de agua mejor en el efluente donde se obtenga un rechazo más concentrado y disminuya el riesgo remanente observado en esta investigación; como hubiera sido útil para el caso del arsénico o bien *E. coli* (en la salida de filtración). Si bien no se realizó de ésta manera y el efluente cumple con la normativa mexicana, las eficiencias reportadas y el comportamiento en general de los

procesos evaluados son antecedentes importantes para las próximas investigaciones con el uso de barreras múltiples.

Finalmente realizar cinco réplicas en cada uno de los tratamientos permitió observar errores analíticos, el posible origen de otros, y a su vez, tener una cantidad suficiente de datos para la representatividad del experimento.

CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se identificaron los peligros potenciales a la salud a la vez que se estimó el riesgo probabilístico, microbiológico y químico, en el efluente de cada una de las barreras. De acuerdo a los resultados obtenidos se concluye que:

- El riesgo disminuye en el caudal conforme avanza en el tren de tratamiento, es decir, el riesgo evaluado disminuye después de cada barrera de tratamiento
- Respecto al riesgo potencial de desarrollo de cáncer (debido al Arsénico) estimado en esta investigación, aun cuando el efluente cumple con la legislación mexicana, es aún incierto en tanto no haya evidencias científicas que permitan establecer un límite seguro para agua potable
- La operación de la planta piloto como barreras múltiples permitirá disminuir el riesgo por exposición a Arsénico y mejorar las eficiencias de remoción de nitratos y otras sales.
- La membrana de ósmosis tiene la mayor eficiencia de remoción para la mayoría de los parámetros, por lo que es el punto clave para el control y la disminución de los riesgos.
- El agua tratada (efluente de la planta piloto) cumple con las especificaciones de calidad delimitadas en la Normatividad Oficial Mexicana Vigente la NOM-127-SSA1-1994, Mod 2000.
- Por lo tanto, el agua del efluente proveniente del sistema de tratamiento por barreras múltiples, propuestas para el prototipo, es segura para consumo humano, con calidad para el tratamiento final previo a la distribución (carbonatación y desinfección).
- El reúso del agua subterránea del Valle del Mezquital para consumo humano es factible al menos para las concentraciones promedio de los datos históricos considerados en este estudio.

RECOMENDACIONES:

Las principales recomendaciones que se derivan de esta investigación, son:

Realizar un tratamiento más con parámetros de materia orgánica para analizar su influencia en el comportamiento de las eficiencias de remoción de los contaminantes estudiados.

Realizar más pruebas con los contaminantes emergentes y estandarizar el método de detección de los mismos, para tener resultados con variabilidad menor que ayude a una mejor interpretación de los riesgos potenciales.

Conclusiones y recomendaciones

Homogenizar el procedimiento de elaboración de la muestra sintética sin variar las concentraciones entre tratamientos.

Alternar las diferentes barreras para comparar las remociones y mejorar tanto el rendimiento como la eficiencia de la planta.

Ahora que se cuenta con los resultados del tratamiento a partir de una muestra sintética, probar el tren de tratamiento con muestras reales alternando las barreras para confirmar el control de riesgos y determinar la operación óptima del tren propuesto.

REFERENCIAS

- Ampudia, S. (2006). La disponibilidad del agua en el Valle de México: apuntes sobre algunos aspectos críticos. *Revista de Derecho Ambiental y Ecología*, año 2, (11).
- Ander, H. & Forss. M. (2011). *Microbiological Risk Assessment of the Water Reclamation Plant in Windhoek, Namibia*. Tesis de Maestría. Chalmers University of Technology. Göteborg. Sweden.
- Takashi, A., Burton F., Leverenz H., Tsuchihashi R., Tchobanoglous G. (2006). *Water Reuse: Issues, Technologies and Applications*. (X° Ed.). United States: McGraw-Hill.
- ATSDR (1993). *Toxicological profile for fluoride, hydrogen fluoride and fluoride (F)*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Department of Health and Human Services, Public Health Services.
- ATSDR (2012). *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. Departamento de Salud y Servicios Humanos de los E.U.A. Servicio de Salud Pública. Atlanta, Ga.
- BGS (1998). *Impact of Wastewater Reuse on Groundwater in The Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico*. British Geological Survey, London School of Hygiene and Tropical Medicine, University of Birmingham. Elaborado para la Comisión Nacional del Agua CNA, pp-170.
- Blumenthal, U., Mara, D., Ayres, R., Cifuentes, E., Peasey, A., Stott, R., Lee D. y Ruiz-Palacios, G. (1996). Evaluation of the WHO nematode egg guidelines for restricted and unrestricted irrigation. *Water Science and Technology*, 33 (10-11), pp. 277-283.
- Blumenthal, U., Cifuentes, E., Bennett, S. y Quigley, M. (2001). The risk of enteric infections associated with wastewater reuse: effect of seasonality and storage. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 95, pp. 131-137.
- Campbell C.G., Borglin S.E., Grayson A., Wozel E., Stingfellow W.T. (2006). Biologically directed environmental monitoring, fate and transport of estrogenic endocrine disrupting compounds in water: A review. *Chemosphere*. 65 (8) pp. 1265-1280.
- Capella, A. (1995). *Feasibility study for the sanitation of the Valley of Mexico*. Comisión Nacional del Agua (CNA). Final Report.
- Carbón activo en el tratamiento de agua (2015). *Revista Ambientum*. Consultado el día 13 de mayo de 2015 de la World Wide Web: http://www.ambientum.com/revista/2003_03/CARBON.htm
- Carbotecnia (2013). *Zeolita*. [Homepage]. Consultado el día 13 de mayo de 2015 de la World Wide Web: <http://www.carbotecnia.info/producto/medio-zeolita-natural-filtrante>.
- CEPIS (2002). *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Desinfección del agua*. Lima, VIII, 211 pp.
- Chávez, A., Maya, C., Gibson, R. y Jiménez, B. (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, pp. 1354-1362.
- Chilton, J. and Kinniburgh, D. (2003). *Soil and ground water protection in the south-east Asia region*. British Geological Survey. Consultado el 2 de marzo de 2013 de: <http://publications.iwmi.org/pdf/H033489.pdf>.
- Cifuentes, E., Blumenthal, U., Ruiz-Palacios, G., Bennett, S., Quigley, M., Peasey A. (1993). The health problems associated with irrigation with wastewater in Mexico. *Salud pública de México*, 35 (6): pp. 614-9.

- Cifuentes, E., Blumenthal, U., Ruiz-Palacios, G., Bennett, S., Peasey, A. (1994). Epidemiologic setting of the agricultural use of sewage: Valle del Mezquital, Mexico. *Salud pública de México* 36 (1): pp. 3-9.
- Cifuentes, E., (1998). The epidemiology of enteric infections in agricultural communities exposed to wastewater irrigation: Perspectives for risk control. *Int. J. Environ. Health Res*, 8 (3), pp. 203-213.
- Cifuentes, E., Hernández, J.E., Venczel, L., Hurtado, M. (1999). Panorama of acute diarrhoeal diseases in Mexico. *Health & place* 5 (3): pp. 247-55.
- Cifuentes, E., Blumenthal, U., Ruiz-Palacios, G., Bennett, S., Quigley, M. (2000). Health risk in agricultural villages practicing wastewater irrigation in central Mexico: perspectives for protection. *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene* 105: pp 249-56.
- Cifuentes, E., Gómez, M., Blumenthal, U., Tellez-Rojo, M.M., Romieu, I., Ruiz-Palacios, G. (2000). Risk factors for *Giardia intestinalis* infection in agricultural villages practicing wastewater irrigation in Mexico. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, 62 (3): pp. 388-92.
- Cifuentes, E., Villanueva, J., Sanin, L.H. (2000). Predictors of blood lead levels in agricultural villages practicing wastewater irrigation in Central Mexico. *International journal of occupational and environmental health*, 6 (3): pp. 177-82.
- Covello, V., Merkhofer, M. (1993). *Risk assessment methods: approaches for assessing health and environmental risks*. Plenum Press. USA.
- Covello, V., Vincent, T. y Merkhofer, M.W. (1993). *Risk Assessment Methods, approaches for assessing health and environmental risk*. USA: Ed. Plenum.
- Crook, J., Mosher, J. and Casteline, J. (2005). *Status and role of water reuse: An international view*. Nieuwegein, Netherlands: Global Water Research Coalition. 133pp.
- Cruz, S. de la (1965). *Rehabilitación Integral del Distrito de Riego 03, Tula, Hgo.* Tesis Profesional. Escuela Nacional de Agricultura, Chapingo, México, 163 p.
- Cullen, A.C., Frey, H.C. (1999). *Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*. New York: Springer Science & Business Media. 335 pp.
- Daugherty, J.L.; Deshmukh, S.S.; Patel, M.V.; Markus, M.R. (2005). *Employing advanced technology for water reuse in Orange County*. Orange County Water District: Fountain Valley, California, EUA, p. 12.
- Devore, J. y Kenneth, B. (2007). *Modern Mathematical Statistics with Applications*. Belmont, CA: Thomson Brooks/Cole.
- Devore, J.L. (2008). *Probabilidad y Estadística para Ingenierías y Ciencias*. Cengage Learning. (7ma edición). México.
- Dillon, P. and Jiménez, B. (2008). *Water reuse via aquifer recharge: Intentional and unintentional practices*. En Jiménez, B. and Asano, T. (eds.) *Water reuse: An international survey of current practice issues and needs*, pp.260–280. London: IWA Publishing, Inc.
- Domínguez, R., (2001). *El sistema principal de drenaje del Área Metropolitana del Valle de México*. Series del Instituto de Ingeniería, CI-22, 34 p.
- DuPont, H.L., Formal, S.B., Hornick, R.B., Snyder, M.J., Libonati, J.P., Sheahan, D.G., LaBrec, E.H., Kalas, J.P. (1971). *Pathogenesis of Escherichia coli diarrhea*. New England: *Journal of Medicine*, 285(1): pp.1-9.
- EPA (1987). *Clean Air Act, Section 112, Natural Resources Defense Council v. U.S. Environmental Protection Agency* 824 F. 2nd 1146.
- EPA (1997). *Exposure Factors Handbook*. U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. EPA/600/P-95/002fa August

- EPA (1997). Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-97/001.
- EPA (2001). Risk Assessment Guidance For Superfund: Volume III- Part A, Process For Conducting Probabilistic Risk Assessment. Environmental Protection Agency Washington, DC. EPA 540-R-02-002. Oswer 9285.7-45. Pb2002 963302.
- EPA (2002b). Child-Specific Exposure Factors Handbook. U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C. EPA-600-P-00-002b. Interim Report. September.
- EPA (2009). National Primary Drinking Water Regulations. Mayo 2009.
- EPA (2012). U.S. Environmental Protection Agency. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories.
- EPA (2012). U.S. Environmental Protection Agency Endocrine Disruptor Screening Program.
- EPA (2014). Risk Assessment Forum White Paper: Probabilistic Risk Assessment Methods and Case Studies. Risk Assessment Forum. Probabilistic Risk Analysis Technical Panel. EPA/100/R-14/004. Washington D.C., USA, pp-98.
- European Union (2014). Drinking water regulations. Statutory Instruments. S.I. No. 122.
- Fiori, J.M. & Meyerhoff, R.D. (2002). Extending the threshold of regulation concept: de minimis limits for carcinogens and mutagens. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 35(2), pp. 209-216.
- Foster, S., Lawrence, A. and Morris, B. (1998). Groundwater in urban development assessing management needs and formulating policy strategies. World Bank Technical Paper No.390. Washington, DC: The World Bank.
- Foster, S. (2001). Groundwater recharge with urban wastewater reconciling resource recovery and pollution concerns in developing nations. Ponencia presentada en Experts Meeting on Health Risk in Aquifer Recharge by Reclaimed Water, 9-10 noviembre 2001, Budapest, Hungría: WHO.
- Frencken, J.E., Kalsbeek, H., Verrips, G.H. (1990). Has decline in dental caries been healed? Changes in caries prevalence amongst 6 and 12 years old children in Friesland, 1973-1988. *Inte Dental J*; 40; pp. 225-230.
- Friedel, J., Langer, T., Siebe, Ch. y Stahr, K. (2000). Effects of long-term wastewater irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and activities in Central Mexico. *Biology and Fertility of Soils*, 31, pp. 414-421.
- Funamizu, N., Huang, X., Chen, G.H., Jiangyong, H. and Visvanathan, C. (2008). Water reuse in Asia. In Jiménez, B. and Asano, T. (eds.) *Water reuse: An international survey of current practice issues and needs*, pp.142–160. London: IWA Publishing, Inc.
- Gallegos, E., Warren, A., Robles, E., Campoy, E., Calderón, A., Sainz, M.G., Bonilla P. y Escolero, O. (1999). The Effects Of Wastewater Irrigation On Groundwater Quality In Mexico. *Water: Science and Technology* 40 (2): pp. 45–52
- Gelt, J., Henderson, J., Seasholes, K., et al. (1999). In search of adequate water supply, in water in the Tucson area seeking sustainability. A status report by the Water Resources Research Centre College of Agriculture, The University of Arizona: Water Resources Research Centre.
- Gomella, C. y Guerree, H. (1977). Tratamiento de aguas para abastecimiento público. Editores Técnicos Asociados. España.
- Gray, N. (2008). *Drinking water quality: Problems and solutions*. (2nd ed.). 520 pp. UK: Cambridge University Press.
- Gutiérrez-Ruiz, M.E., Siebe, Ch. y Sommer, I. (1995). Effects of land application of wastewater from Mexico City on soil fertility and heavy metal accumulation: A bibliographical review. *Environmental Reviews*, 3, pp. 318-330.

- Haas, C. & Einsenberg, J.N.S. (2001). Risk Assessment In Water Quality: Guidelines, Standards and Health. Risk assessment. World Health Organization (WHO). London. UK: IWA Publishing.
- Haas, C.N., Rose, J.B., Gerba, Ch. (1999). Quantitative microbial risk assessment. John Wiley & Sons. 460 pp.
- Health Canada (2014). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality-Summary Table. Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario.
- Hernández, A. (1990). Microfiltración, ultrafiltración y ósmosis inversa. Universidad de Murcia, Madrid: EDITUM. 142 p.
- IMTA (2010). Análisis Técnico y Pruebas de Potabilización del Agua del Acuífero del Valle del Mezquital, en Diversos Municipios del Estado de Hidalgo. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. TC-1025.3 Elaborado para SEMARNAT, pp-338.
- INEGI (2013). Estadísticas a propósito del día mundial del agua. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- INEGI (2015). Mortalidad. Esperanza de vida al nacimiento por entidad federativa y sexo, 2010 a 2015. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Sans, F. y Ribas, J.P. (1989). Ingeniería Ambiental: contaminación y tratamientos. España: Editorial Marcombo.
- Instituto Nacional de Ecología (2005). Diseño y aplicación de una metodología para la evaluación integrada de riesgos ambientales en sitios peligrosos de México. Departamento de Toxicología Ambiental, Facultad de Medicina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- IPESA (2015). (en proceso de entrega) Selección de la alternativa técnica de potabilización del agua subterránea del Valle del Mezquital. Elaborado por IPESA para la Comisión Nacional del Agua CONAGUA.
- IRIS (2015). Integrated Risk Information System. IRIS Assessment [Homepage] consultado el día 9 de octubre de 2015 de la World Wide Web: <http://www.epa.gov/ncea/iris/index.html> y <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/atoz.cfm>
- Jekel, M. and Gruenheid, S. (2008). Indirect water reuse for human consumption in Germany –The case of Berlin. In Jiménez, B. and Asano, T. (eds.) Water reuse: An international survey of current practice issues and needs, pp.401–413. London: IWA Publishing, Inc.
- Jiménez, B., Alcántara, N., Sotomayor, C. (1997). Estudio de la calidad y suministro del agua para consumo doméstico en el Valle del Mezquital. Elaborado para la Comisión Nacional del Agua por el Instituto de Ingeniería, UNAM. Proyecto 5322, 269 pp.
- Jiménez, B. y Chávez, A. (1997). Treatment of Mexico City Wastewater for Irrigation Purposes. Environmental Technology, 18, pp. 721-730, Reino Unido.
- Jiménez, B., Chuickshank, C., Chávez, A., Pérez, R., Jiménez, R., Palma, A. (1998). Estudio de la factibilidad del empleo del agua del acuífero del Valle del Mezquital para suministro del Valle de México. Elaborado para Fideicomiso del Valle de México por el Instituto de Ingeniería, UNAM. Proyecto 8393, 1500 pp.
- Jiménez, B. y Chávez, A. (1999). Evaluación de la aplicabilidad de membranas para potabilizar el agua del acuífero del Mezquital. Elaborado para la Comisión Nacional del Agua por el Instituto de Ingeniería, UNAM, Proyecto 9340, Informe parcial (noviembre).
- Jiménez, B., Cruickshank, C., Capella, S., Chávez, A., Palma, A., Pérez, R. y García, V. (1999). Estudio de la factibilidad de empleo del agua del acuífero del Valle del Mezquital para suministro del Valle de México. Elaborado para la Comisión

- Nacional del Agua por el Instituto de Ingeniería, UNAM, Proyecto 8384, (diciembre), 1500 p.
- Jiménez, C. (2001). La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología apropiada. México: Limusa, Colegio de Ingenieros Ambientales de México, A.C., Instituto de Ingeniería de la UNAM y FEMISCA.
- Jiménez, B. (2003). Health risks in aquifer recharge with recycle water. In Aertgeerts, R. and Angelakis, A. (eds.) State of the art report health risk in aquifer recharge using reclaimed water, pp.54–172. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe.
- Jiménez, B., Barrios J.A., y Cruickshank C., (2003). Evaluation of a Wastewater Recharged Aquifer as a source of water supply. 11th Biennial Symposium of groundwater recharge, Arizona, Hydrological Society, Arizona Department of Water Resources, Salt River Project, U.S. Water Conservation Laboratory of USDA-ARS, Memorias en disco, JIMENEZ. Tempe, Arizona, USA.
- Jiménez, B. & Chávez, A. (2004). Quality assessment of an aquifer recharged with wastewater for its potential use as drinking source: “The Mezquital Valley” case. *Water Science and Technology*, 50(2), pp 269–276.
- Jiménez, B., Cifuentes, G. (2004). El Agua en el Valle de México en El Agua en México vista desde la Academia. Academia Mexicana de Ciencias. México.
- Jiménez, B., Cifuentes G. (2004). El reuso intencional y no intencional del agua en el Valle de Tula en El Agua en México vista desde la Academia. Academia Mexicana de Ciencias. México.
- Jiménez, B. (2005). Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: A Case Study in Mexico. *Irrigation and Drainage*, 54(1): pp. 23-35
- Jiménez, B., Chávez, A., Gibson, R., Becerril, E., Landa, O. y Hernández, C. (2007). Complemento de la Caracterización del Agua de Consumo Humano en el Valle de Tula. Proyecto 6344 elaborado para el Fideicomiso del Valle de México Convenio PSVM/M/ODA/ATE/AD13/06 por el Instituto de Ingeniería, UNAM.
- Jiménez, B. and Asano, T. (2008). Water reclamation and reuse around the world. In Jiménez, B. and Asano, T. (eds.) *Water reuse: An international survey of current practice issues and needs*, ch.1, pp. 3–26. London: IWA Publishing, Inc.
- Jiménez, B., Chávez, A., Gibson, R., Becerril, E. (2008). *Water Reclamation Technologies for safe artificial groundwater recharge*. Proyecto RECLAIM WATER, Unión Europea.
- Jiménez, B. (2014). *Water Reuse and Recycling*. Elsevier Inc.
- Jiménez, B. y Chávez, A. Quality assessment a potential use of an aquifer recharged with wastewater: ‘El Mezquital’ case. *Water Science and Technology*, en prensa.
- Kimura, K., Amy, G., Drewes, J., Watanabe, Y. (2003). Adsorption of hydrophobic compounds onto NF/RO membranes: an artifact leading to overestimation of rejection *Journal of Membrane Science*. 221, pp. 89–101.
- Lahnsteiner, J., Lempert, G. (2007). Water management in Windhoek, Namibia. *Water Science & Technology*.
- Lauer, W.C. (1993). Denver’s Direct Potable Water Reuse Demonstration Project-Final Report, Denver Department, Denver, CO.
- Lauer, W.C. and Rogers, S.E. (1998). The Demonstration of Direct Potable Reuse: Denver’s Landmark Project, pp. 1269-1333, in T. Asano (ed.) *Wastewater Reclamation and Reuse*, Water Quality Management Library, Vol. 10, Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, PA.
- Lazarova, V.; Levine, B.; Sack, J.; Cirelli, G.; Jeffrey, P.; Muntau, H.; Salgot, M.; Brissaud, F. (2001). Role of water reuse for enhancing integrated water management in Europe and Mediterranean countries. *Water Sci. Technol.*, 43, pp. 25-33.

- Lesser (2013). Estudios Técnicos De Geohidrología, Calidad Del Agua, Tenencia De La Tierra Y Aspectos Sociales En La Zona De Captación Para El Sistema Mezquital Para El Abastecimiento De Agua En Bloque Al Valle De México E Hidalgo. Estudio elaborado por Lesser y Asociados S.A. de C.V. para la Comisión Nacional del Agua CONAGUA.
- Leverenz, H., Tchobanoglous, G., Asano, T. (2011). Direct potable reuse: a future imperative. *Journal of Water Reuse and Desalination* 01.
- Mara, D., Cairncross S. (1989). Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture, World Health Organization, Geneva, 185 p.
- Mead Roger (1988). The design of experiments. Statistical principles for practical application. Cambridge University Press, USA, pp - 620
- Menge, J.G., du Pisani, P.L., König, E. & Theron-Beukes, T. (2006). Drinking Water Safety in Windhoek, Namibia: routine monitoring, trace organics, pathogenic, indicators and salinity- comparing different water sources. London: IWA Publishing.
- Metcalf & Eddy (2003). Engineering. (4° ed). New York: McGraw-Hill.
- MHLW (2004). Ministry of Health, Labour and Welfare. Revision of Drinking Water Quality Standards in Japan.
- Ministério da Saúde (2011). Norma de qualidade da agua para consumo humano. Portaria No. 2914.
- Montgomery, D.C. (2005). Design and Analysis of Experiments. (6° Edition). USA: John Wiley & Sons, INC. pp – 643.
- Murillo, R., Silva, V., Jiménez, B. y Chávez, A. (2006). Detección de compuestos orgánicos en el Soil Aquifer Treatment (SAT) del Valle de Tula. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C. (FEMISCA). Memorias Guadalajara, Jal. (24 al 26 de mayo de 2006).
- NAP (2004). Review of acceptable cancer risk levels. Appendix B in: Review of Army's Technical Guides in Assessing and Managing Chemical Hazards to Deployed Personal. National Academic Press.
- National Research Council (1983). Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Academy Press, Washington, DC.
- Navarro, I., Chávez, A. and Jiménez, B. (2011). Risk Assessment of the Unplanned Reuse of an Aquifer Recharged with Wastewater as a Source of Drinking Water. Proceedings of 8th IWA International Conference on Water Reclamation & Reuse, Barcelona, Spain. www.waterbcn2011.org
- Navarro, I., Jiménez, B., Cifuentes, E. & Lucario, S. (2009). Application of Helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolid application on soil. *Journal of Water and Health*, 7(1), pp 31-44.
- Norma Oficial Mexicana NOM-014-CONAGUA-2003 (2003). Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada.
- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSAI-1994 Modificación. (2000). Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.
- OCWD (2004). Groundwater management plan. Orange County Water District: Fountain Valley, California.
- Olivieri, A., Eisenberg, D., Cooper, R., Tchobanoglous, G., Gagliardo, P. (1996). Recycled water - A source of potable water: City of San Diego health effects study. *Water Science & Technology*.
- OMS (2013). Organización Mundial de la Salud. Directrices: Ingesta de sodio en adultos y niños. Ginebra, Suiza.

- Ortega-Larrocea, M.P., Siebe, C., Bécard, G., Webster, R. y Méndez, I. (2000). Impact of a century of wastewater irrigation on the abundance of arbuscular mycorrhizal (AM) fungi in the Mezquital Valley of Mexico. *Applied Soil Ecology*, 16 (2), pp. 149-157.
- OSHA (2015). Toxics Release Inventory (TRI) Basis of OSHA Carcinogens. [Homepage] Consultado el día 26 de mayo de 2015 de la World Wide Web: http://www2.epa.gov/sites/production/files/2015-03/documents/osha_carcinogen_basis_march_2015_0.pdf
- Percival, S.T., Walker, J.T. and Hunter, P.R. (2000). Risk assessment In *Microbiological Aspects of Biofilms and Drinking Water*. Chap 4, pp. 41-48, CRC Press, London.
- Pruess, A., Turian, G. y Schweikle, V. (1991). Ableitung kritischer Gehalte an NH_4NO_3 - extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen, der Böden SW-Deutschlands. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66 (I), pp. 385-388.
- Rodríguez, R.C. (2000). Aportaciones al conocimiento del estado medioambiental de hidrosistemas de interés internacional situados en Castilla-La Mancha. Universidad de Castilla-La Mancha.
- Seah, H.; Poon, J.; Leslie, G.; Law, I. (2003). Singapore's NeWater demonstration project: Another milestone in indirect potable reuse. *Water Vol.* 30.
- Sedlak, D., Gray, J. and Pinkston, K. (2000). Understanding microcontaminants in recycled water. *Environmental Science and Technology* 34(23), pp. 508–515.
- Sedlak, D., Pinkston, K., Gray, J. and Kolodziej, E. (2003). Approaches for quantifying the attenuation of wastewater-derived contaminants in the aquatic environment. *Chimia International Journal of Chemistry* 57(9), pp. 567–569.
- Sheikh, B. (2003). Indirect potable reuse through groundwater recharge and surface water augmentation: The gold standard of water recycling for California. *Water Recycling in Australia*, Australian Water Association.
- Siebe, Ch. (1994). Acumulación y disponibilidad de metales pesados en suelos regados con aguas residuales en el Distrito de Riego 03, Tula, Hidalgo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 10, pp. 15-21.
- Silva, V. (2008). Evaluación de contaminantes emergentes en fuentes de abastecimiento del Valle de Tula. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental, UNAM. Tesis con Mención Honorífica.
- Sloss, E., Geschwind, S., McCaffrey D., Ritz, B. (1996). Groundwater recharge with reclaimed water: An epidemiologic assessment in Los Angeles County 1987-1991. RAND Corporation: Santa Monica, Estados Unidos de América.
- Thoeys, C., Van Eyck, K., Bixio, D., Weemaes, M. and Gueldre, D. (2003). Methods used for health risk assessment. In Aertgeerts, R. and Angelakis, A. (eds.) *State of the art report health risk in aquifer recharge using reclaimed water*, pp. 123–152. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe.
- Toze, S. (2004). Reuse of effluent water—benefits and risks. *Agricultural Water Management*. Australia, Australian Society of Agronomy, pp.147-153.
- Travis, C.C. & H. Hattermer-Frey (1988). Determining an acceptable level of risk. *Environ. Sci. Technol.*, 22(8), 873-876
- van der Merwe, B., du Pisani, P., Menge, J. & König, E. (2005). Water reuse in Windhoek, Namibia: 37 years and still the only case of direct water reuse for human consumption.
- van Houtte, E. (2001). Effluent reuse for drinking water production. WHO expert consultation on health risks in aquifer recharge by recycled water, Budapest, Hungary, 9–10 November.
- Vigo, F. del, Gallego, S. y Sepúlveda, J. (2006). Soluciones al Ensuciamiento de Membranas en Instalaciones de Ósmosis Inversa. *Agua Latinoamérica*. Vol. 6. Núm. 4.

- Water Environment Federation (1998). Using reclaimed water to augment potable water resources. WEF & American Water Works Association (AWWA).
- Weber, W.J. Jr. (1979). Control de calidad de agua: Procesos fisicoquímicos. España: Editorial Reverté..
- WHO (1989). Health guidelines for the use of water in agriculture and aquaculture, Technical reports No. 778, World Health Organization, Ginebra.
- WHO (1996). Guidelines for Drinking Water Quality. (2nd Ed). World Health Organization. Ginebra.
- WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe, 2nd Ed. European Series No. 91. Copenhagen, World Health Organization.
- WHO (2004). Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water. World Health Organization. IWA Publishing. London.
- WHO (2009). Water safety plan manual: Step-by-step risk management for drinking-water suppliers. World Health Organization. IWA Publishing.
- WHO (2011). Guidelines for Drinking-water Quality. (4^o ed). World Health Organization. Ginebra.

ANEXOS

ANEXO 1

Tabla 1. Límites permisibles para agua potable en diversas normativas.

Parámetro	Unidad	NOM-127-SSA1-1994 ^a (46 parámetros referidos)	EPA, 2012 (106 parámetros referidos)	WHO, 2011 (97 parámetros referidos)	
Microbiológicos	Organismos coliformes totales	NMP/100 mL	Ausencia o no detectable	5%	n.e.
	Organismos coliformes fecales, E. Coli u organismos termotolerantes	NMP/100 mL	Ausencia o no detectable	No detectable	n.e.
	<i>Legionella</i>	NMP/100 mL	n.e.	Se reporta 0 NMP/100mL como la meta de nivel máximo de contaminación	n.e.
	<i>Giardia lamblia</i>	quistes	n.e.	Se requiere el 99.9% de eliminación en el proceso de filtración	n.e.
	<i>Cryptosporidium</i>	Ooquistes	n.e.	Se requiere el 99% de eliminación en el proceso de filtración	n.e.
	HPC	UFC/ mL	n.e.	500	n.e.
	Virus entéricos	UFC/100 mL	n.e.	Se requiere el 99.9% de eliminación en el proceso de filtración	n.e.
Organolépticos	Color	Color verdadero en la escala de Pt-Co	20	15	15
	Olor y sabor	-	Agradable	3 (umbral del olor)	Agradable
Fertilizantes	Ácido nitrilotriacético (NTA)	µg/L	n.e.	n.e.	200
Fisicoquímicos	pH (potencial de hidrógeno)	unidades de pH	6.5-8.5	6.5-8.5	6.5-8.5
	Sólidos disueltos totales	mg/L	1000	500	1000
	Turbiedad	UTN	5	5	5
	Corrosividad	-	n.e.	No corrosivo	n.e.
	Oxidabilidad	mg/L O ₂	n.e.	n.e.	n.e.
Inorgánicos	Aluminio	mg/L	0.2	0.05 a 0.2	0.2
	Antimonio	mg/L	n.e.	0.006	0.02
	Arsénico	mg/L	0.05	0.01	0.01
	Asbesto	MF/L	n.e.	7	n.e.
	Bario	mg/L	0.7	2	0.7
	Berilio	mg/L	n.e.	0.004	n.e.
	Boro	mg/L	n.e.	n.e.	0.5
	Cadmio	mg/L	0.005	0.005	0.003
	Cianuros (como CN ⁻)	mg/L	0.07	0.2	0.07
Cloro residual libre	mg/L	0.2-1.50	n.e.	n.e.	

	Cloruros (como Cl⁻)	mg/L	250	250	n.e.
	Cobre	mg/L	2	1.3	2
	Cromo total	mg/L	0.05	0.1	0.05
	Fierro	mg/L	0.3	0.3	n.e.
	Fluoruros (como F⁻)	mg/L	1.5	4	1.5
	Manganeso	mg/L	0.15	0.05	0.4
	Mercurio	mg/L	0.001	0.002	0.006
	Molibdeno	mg/L	n.e.	n.e.	0.07
	Niquel	mg/L	n.e.	n.e.	0.07
	Nitratos (como N)	mg/L	10	10	11.30
	Nitritos (como N)	mg/L	1	1	1
	Nitrógeno amoniacal (como N)	mg/L	0.5	n.e.	n.e.
	Plata	mg/L	n.e.	0.1	n.e.
	Plomo	mg/L	0.01	0.015	0.01
	Selenio	mg/L	n.e.	0.05	0.01
	Sodio	mg/L	200	n.e.	200
	Sulfatos (como SO₄⁻)	mg/L	400	250	250
	Sulfuros (como H₂S)	mg/L	n.e.	n.e.	n.e.
	Talio	mg/L	n.e.	0.002	n.e.
	Yodo libre residual	mg/L	0.2 - 0.5	n.e.	n.e.
	Zinc	mg/L	5	5	n.e.
	1,1 dicloroetileno	µg/L	n.e.	7	n.e.
	1,2-dibromoetano	µg/L	n.e.	n.e.	0.4
	1,2-diclorobenceno	µg/L	n.e.	n.e.	1000
	1,2-dicloroetano	µg/L	n.e.	5	30
	1,2-dicloroetano	µg/L	n.e.	n.e.	50
	1,4-diclorobenceno	µg/L	n.e.	n.e.	300
	1,2-Dicloropropano (1,2 DCP)	µg/L	n.e.	5	40
	1,4-dioxano	µg/L	n.e.	n.e.	50
	1,1,1-tricloroetano	µg/L	n.e.	200	n.e.
	1,1,2-tricloroetano	µg/L	n.e.	5	n.e.
	1,2,4-triclorobenceno	µg/L	n.e.	70	n.e.
	Acido nitrilo acético	µg/L	n.e.	n.e.	200
	Acrilamida	µg/L	n.e.	n.e.	0.5
	Benceno	µg/L	10	5	10
	Benzopireno	µg/L	n.e.	0.2	0.7
	Bifenilos policlorados	µg/L	n.e.	0.5	n.e.
	Cis-1,2-dicloroetileno	µg/L	n.e.	70	n.e.
	Clorobenceno	µg/L	n.e.	100	n.e.
	Cloruro de vinilo	µg/L	n.e.	2	0.3
	Cloruro de cianógeno	µg/L	n.e.	n.e.	70
	Di(2-etilhexil)adipato	µg/L	n.e.	400	n.e.
	Di(2-etilhexil)ftalato	µg/L	n.e.	6	8
	Dibromuro de etileno	µg/L	n.e.	0.05	n.e.
	Dicloroacetato	µg/L	n.e.	n.e.	50
	Diclorometano	µg/L	n.e.	5	20
	Dioxin (2,3,7,8-TCDD)	µg/L	n.e.	3.0E-05	n.e.
	Dureza total (como CaCO₃)	µg/L	500,000	n.e.	n.e.
	EDTA	µg/L	n.e.	n.e.	600
	Epiclorhidrina	µg/L	n.e.	n.e.	0.4
	Estireno	µg/L	n.e.	100	20
	Etilbenceno	µg/L	300	700	300

	Fenoles o compuestos fenólicos	µg/L	300	n.e.	n.e.	
	Hexaclorobenceno	µg/L	1	1	n.e.	
	Hexaclorobutadieno	µg/L	n.e.	n.e.	0.6	
	Hexaclorociclopentadieno	µg/L	n.e.	50	n.e.	
	Microcystin-LR	µg/L	n.e.	n.e.	1	
	Monocloroacetato	µg/L	n.e.	n.e.	20	
	o-diclorobenceno	µg/L	n.e.	600	n.e.	
	p-diclorobenceno	µg/L	n.e.	75	n.e.	
	Pyriproxyfen	µg/L	n.e.	n.e.	300	
	SAAM	µg/L	500	500	n.e.	
	Terbutilazina	µg/L	n.e.	n.e.	7	
	Tetracloroetano	µg/L	n.e.	n.e.	40	
	Tetracloroetileno	µg/L	n.e.	5	n.e.	
	Tetracloruro de carbono	µg/L	n.e.	5	4	
	Tolueno	µg/L	700	1,000	700	
	Trans-1,2-dicloroetileno	µg/L	n.e.	100	n.e.	
	Tricloroacetato	µg/L	n.e.	n.e.	200	
	Tricloroetano	µg/L	n.e.	n.e.	20	
	Tricloroetileno	µg/L	n.e.	5	n.e.	
	Xileno (tres isómeros)	µg/L	500	10,000	500	
	1,2-Dibromo-3-cloropropano (DBCP)	µg/L	n.e.	0.2	1	
Plaguicidas	1,3-Dicloropropeno	µg/L	n.e.	n.e.	20	
	2,4 - D	µg/L	30	70	30	
	2,4-DB	µg/L	n.e.	n.e.	90	
	2,4,5-T	µg/L	n.e.	n.e.	9	
	2,4,5-TP (Silvex)	µg/L	n.e.	50	n.e.	
	Alaclor	µg/L	n.e.	2	20	
	Aldicarb	µg/L	n.e.	n.e.	10	
	Aldrin y dieldrin	µg/L	0.03	n.e.	0.03	
	Atrazina	µg/L	n.e.	3	2	
	Carbofuran	µg/L	n.e.	40	7	
	Cianazina	µg/L	n.e.	n.e.	0.6	
	Clordano (total de isómeros)	µg/L	0.2	2	0.2	
	Clorotoluron	µg/L	n.e.	n.e.	30	
	Clorpirifos	µg/L	n.e.	n.e.	30	
	Dalapon	µg/L	n.e.	200	n.e.	
	DDT (total de isómeros)	µg/L	1	n.e.	1	
	Diclorprop	µg/L	n.e.	n.e.	100	
	Dimetoato	µg/L	n.e.	n.e.	6	
	Dinoseb	µg/L	n.e.	7	n.e.	
	Diquat	µg/L	n.e.	20	n.e.	
	Endothall	µg/L	n.e.	100	n.e.	
	Endrin	µg/L	n.e.	2	0.6	
	Fenoprop	µg/L	n.e.	n.e.	9	
	Glifosato	µg/L	n.e.	700	n.e.	
		Heptacloro y epóxido de heptacloro	µg/L	0.03	0.4 para heptacloro y 0.2 para el epóxido de heptacloro	n.e.
		Isoproturon	µg/L	n.e.	n.e.	9
		Lindano	µg/L	2	0.2	2

	MCPA	µg/L	n.e.	n.e.	2
	Mecoprop	µg/L	n.e.	n.e.	10
	Metolaclor	µg/L	n.e.	n.e.	10
	Metoxicloro	µg/L	20	40	20
	Oxamilo (vydate)	µg/L	n.e.	200	n.e.
	Pendimetalina	µg/L	n.e.	n.e.	20
	Pentaclorofenol	µg/L	n.e.	1	9
	Permetrina	µg/L	n.e.	n.e.	300
	Picloram	µg/L	n.e.	500	n.e.
	Simazina	µg/L	n.e.	4	2
	Toxafeno	µg/L	n.e.	3	n.e.
	Trifluralin	µg/L	n.e.	n.e.	20
Desinfectantes	Monocloramina	mg/L	n.e.	n.e.	3
	Cloro	mg/L	n.e.	4	5
	Dioxido de cloro (ClO₂)	mg/L	n.e.	0.8	n.e.
Subproductos de la desinfección	2,4,6-triclorofenol	mg/L	n.e.	n.e.	0.2
	Ácido dicloroacético	mg/L	n.e.	0	n.e.
	Ácidos haloacéticos	mg/L	n.e.	0.06	n.e.
	Ácido tricloroacético	mg/L	n.e.	0	n.e.
	Bromato	mg/L	n.e.	0.01	0.01
	Bromodiclorometano	mg/L	n.e.	0.3	0.06
	Bromoformo	mg/L	n.e.	0	0.1
	Cloraminas (como Cl₂)	mg/L	n.e.	4	n.e.
	Clorato	mg/L	n.e.	n.e.	0.7
	Clorito	mg/L	n.e.	1	0.7
	Cloroformo	mg/L	n.e.	n.e.	0.3
	Dibromoacetnitrilo	mg/L	n.e.	n.e.	0.07
	Dibromoclorometano	mg/L	n.e.	n.e.	0.1
	Dicloroacetnitrilo	mg/L	n.e.	n.e.	0.02
	Trihalometanos totales	mg/L	0.2	0.08	n.e.
Radiactivos	Radiactividad alfa global	Bq/L	0.56	n.e.	n.e.
	Radiactividad beta global	Bq/L	1.85	n.e.	n.e.
	Particulas alfa	pCi/L	n.e.	15	n.e.
	Particulas beta y emisores foton	mrems/year	n.e.	4	n.e.
	Radio 226 y 228 combinados	pCi/L	n.e.	5	n.e.
	Uranio	mg/L	n.e.	0.03	0.015

ANEXO 2

Partes de la planta piloto utilizada en esta investigación.



Tanque de suministro vista lateral



Tanque de suministro con vista superior



Tanque de almacenamiento final



Tanque de recirculación



Válvula de salida.



Bomba 1



Bomba 2



Bomba 3



Filtración por módulos.



Módulo ultrafiltración.



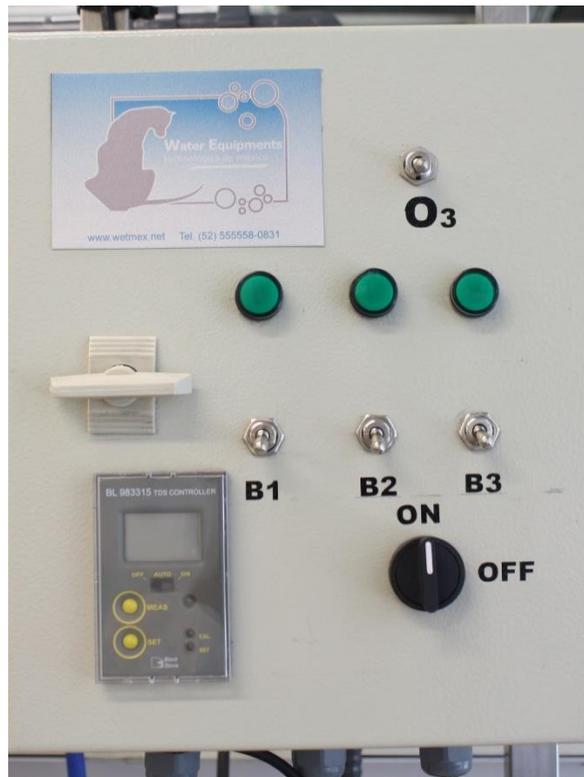
Módulo ósmosis inversa.



Módulo de ozonación



Sistema Venturi



Módulo de control



Válvula de muestreo



Sensor de presión



Válvula de control de rechazo