Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento

Alternativas tecnológicas de tratamiento de aguas residuales para la recarga artificial de acuíferos

38

MÉXICO
GOBIERNO DE LA REPÚBLICA

ESTADOS UNIDOS MEXICANOS

SEMARNAT
SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES

CONAGUA
COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento

Alternativas Tecnológicas de Tratamiento de Aguas Residuales Para la Recarga Artificial de Acuíferos

Comisión Nacional del Agua

www.conagua.gob.mx

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento
Alternativas Tecnológicas de Tratamiento de Aguas Residuales Para la Recarga Artificial de Acuíferos

D.R. © Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Boulevard Adolfo Ruiz Cortines No. 4209 Col. Jardines en la Montaña
C.P. 14210, Tlalpan, México, D.F.

Comisión Nacional del Agua
Insurgentes Sur No. 2416 Col. Copilco El Bajo
C.P. 04340, Coyoacán, México, D.F.
Tel. (55) 5174-4000

Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Impreso y hecho en México
Distribución gratuita. Prohibida su venta.
Queda prohibido su uso para fines distintos al desarrollo social.
Se autoriza la reproducción sin alteraciones del material contenido en esta obra,
sin fines de lucro y citando la fuente.

Contenido

Presentación VII
Objetivo general IX
Introducción a la recarga de acuíferos con agua residual municipal XI

1. Recarga de acuíferos con agua residual municipal 1
    1.1. Acuíferos y sus características 1
        1.1.1. Zonas de un acuífero 1
        1.1.2. Clasificación de los acuíferos 2
    1.2. Aspectos de recarga natural con agua de lluvia, agotamiento de acuíferos y salinización 4
    1.3. Recuperación de acuíferos agotados mediante recargas artificiales 4
    1.4. Tipos de recarga artificial 6
    1.5. Requerimientos para la recarga de acuíferos 8
        1.5.1. Recarga para reúso potable indirecto 9
        1.5.2. Tipos de reúso no potable y sus aplicaciones 11
    1.6. Tratamiento del agua en el suelo 13
    1.7. Selección del sistema de recarga de acuíferos 17
    1.8. Manejo de la recarga artificial de acuíferos 20
    1.9. Ejemplos de sistemas de recuperación de acuíferos mediante recarga con agua residual tratada 24
2. Riesgos para la salud derivados de la recarga de acuíferos con agua residual tratada 29
    2.1. Aspectos microbiológicos 29
        2.1.1. Microorganismos patógenos en las aguas residuales 30
        2.1.2. Dosis infecciosa 31
        2.1.3. Supervivencia de los patógenos en el medio ambiente 31
        2.1.4. Indicadores microbiológicos 33
        2.1.5. Técnicas analíticas microbiológicas 34
        2.1.6. Directrices basadas en aspectos microbiológicos 35
    2.2. Contaminantes físico-químicos 36
        2.2.1. Materia orgánica 36
        2.2.2. Nitrógeno 36
        2.2.3. Compuestos de interés o preocupación en el agua tratada (regenerada) 37
        2.2.4. Directrices basadas en aspectos físico-químicos de calidad del agua 39
    2.3. Métodos para la evaluación de riesgos 39
        2.3.1. Evaluación cuantitativa de los riesgos para la salud 39
        2.3.2. Uso de estándares de calidad del agua para la evaluación de los riesgos 40
        2.3.3. Uso de modelos para evaluación del riesgo (modelos sistemáticos y probabilísticos) 41

3. Evaluación del impacto de la recarga del acuífero 43
3.1. Cuestiones sociales, económicas y ambientales en el manejo del agua subterránea 43
3.1.1. Función de la salud en la comunidad 45
3.1.2. Importancia de una política en términos de agua subterránea 46
3.1.3. Aspectos de salud de la política del agua subterránea 47
3.1.4. Cuestiones económicas del agua subterránea 49
3.2. Evaluación preliminar del impacto ambiental y los riesgos para la salud 50
3.2.1. Identificación de opciones 52
3.3. Evaluación del impacto a la salud 61
3.3.1. Procedimientos para evaluar el impacto sanitario 66
3.3.2. Estudios epidemiológicos 68
4. Marco normativo 73
4.1. Agua de primer uso y agua regenerada 73
4.2. Aspectos por considerar en el desarrollo de estándares para agua potable 74
4.3. Toxicología versus epidemiología 76
4.4. Consideraciones para recarga de acuíferos 77
4.4.1. Pretratamiento de la descarga 77
4.4.2. Tratamiento pre-infiltración 77
4.4.3. Barrera múltiple 77
4.4.4. Otros parámetros 78
4.5. Necesidades de investigación en el tema. Una visión para el presente y el futuro 78
4.6. Marco legal referente a recarga de acuíferos 79
4.6.1. Legislación Europea y estadounidense en torno al manejo de recarga de acuíferos 80
4.7. Normativa Mexicana para reúso del agua residual en la recarga de acuíferos 85
5. Tratamiento del agua residual para recarga de acuíferos 89
5.1. Consideraciones generales 89
5.2. Pretratamiento y tratamiento primario 91
5.2.1. Cribado 91
5.2.2. Desarenador 92
5.2.3. Remoción de aceite 92
5.2.4. Sedimentación primaria 92
5.2.5. Proceso de tratamiento compuesto por coagulación, floculación y sedimentación 93
5.2.6. Flotación con aire disuelto 95
5.3. Procesos de tratamiento secundario 96
5.3.1. Lodos Activados y sus modificaciones 97
5.3.2. Biofiltros percoladores 101

5.3.3. Biodiscos 103
5.3.4. Sistemas biológicos para remoción de nutrientes 104
5.4. Lagunas de estabilización 113
5.4.1. Lagunas facultativas 115
5.4.2. Lagunas de maduración 115
5.5. Procesos terciarios 116
5.5.1. Filtración usando filtros empacados con lechos de diferentes materiales 116
5.5.2. Filtración utilizando membranas 118
5.5.3. Adsorción 125
5.5.4. Oxidación química 127
5.5.5. Ablandamiento 132
5.5.6. Descarbonatación 134
5.5.7. Desmineralización 135
5.6. Remoción de Patógenos 146
5.6.1. Cloración 148
5.6.2. Ozonación 150
5.6.3. Uso de luz UV 152
5.7. Sistemas de tratamiento implementados para la recarga de acuíferos a nivel mundial 154
5.7.1. Distrito de Agua del Condado de Orange en California, EUA (OCWD) 154
5.7.2. Planta de tratamiento de Torreele, Bélgica 157
5.7.3. Proyecto Región Dan, cerca de Tel Aviv, Israel 159
5.7.4. Planta Fred Hervey de El Paso, Texas 162
5.7.5. Planta de tratamiento de la Ciudad de Big Springs, Texas 164
5.7.6. Planta de tratamiento en Nardo, Italia 165
5.7.7. Plantas de tratamiento de Estados Unidos 168
5.7.8. Planta de tratamiento Atlantis, Sudáfrica 174
5.7.9. Planta de tratamiento de Tesalonica, Grecia 178
5.7.10. Recarga de acuíferos en Sabadell, España 179
5.7.11. Sistema de reutilización directa potable en Windhoek, Namibia 182
5.7.12. Manejo de la Recarga de Acuíferos para la mejora directa en la recarga de inyección de pozos en Gaobeidian, pekin, China 185
5.7.13. Planta Piloto para la recarga artificial del acuífero del Valle de Toluca, Estado de México 187
5.7.14. Recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada en San Luis Río Colorado, Sonora 193

5.7.15. Planta de tratamiento en Cloudcroft, Nuevo México 196
5.7.16. Planta de Tratamiento de Korba, Túnez 198
5.7.17. Planta de tratamiento en Singapur 201
6. Estimación de costos de diferentes trenes de tratamiento del agua residual para su uso en recarga 203

Conclusiones 219
Bibliografía 221

Anexos
NOM-014-CONAGUA-2003, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada 229
Tabla de conversiones de unidades de medida 243

Ilustraciones 253
Tablas 257

Presentación

Uno de los grandes desafíos hídricos que enfrentamos a nivel global es dotar de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento a la población, debido, por un lado, al crecimiento demográfico acelerado y por otro, a las dificultades técnicas, cada vez mayores, que conlleva hacerlo.

Contar con estos servicios en el hogar es un factor determinante en la calidad de vida y desarrollo integral de las familias. En México, la población beneficiada ha venido creciendo los últimos años; sin embargo, mientras más nos acercamos a la cobertura universal, la tarea se vuelve más compleja.

Por ello, para responder a las nuevas necesidades hídricas, la administración del Presidente de la República, Enrique Peña Nieto, está impulsando una transformación integral del sector, y como parte fundamental de esta estrategia, el fortalecimiento de los organismos operadores y prestadores de los servicios de agua potable, drenaje y saneamiento.

En este sentido, publicamos este manual: una guía técnica especializada, que contiene los más recientes avances tecnológicos en obras hidráulicas y normas de calidad, con el fin de desarrollar infraestructura más eficiente, segura y sustentable, así como formar recursos humanos más capacitados y preparados.

Estamos seguros de que será de gran apoyo para orientar el quehacer cotidiano de los técnicos, especialistas y tomadores de decisiones, proporcionándoles criterios para generar ciclos virtuosos de gestión, disminuir los costos de operación, impulsar el intercambio de volúmenes de agua de primer uso por tratada en los procesos que así lo permitan, y realizar en general, un mejor aprovechamiento de las aguas superficiales y subterráneas del país, considerando las necesidades de nueva infraestructura y el cuidado y mantenimiento de la existente.

El Gobierno de la República tiene el firme compromiso de sentar las bases de una cultura de la gestión integral del agua. Nuestros retos son grandes, pero más grande debe ser nuestra capacidad transformadora para contribuir desde el sector hídrico a **Mover a México**.

Director General de la Comisión Nacional del Agua

Objetivo general

El *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento* (MAPAS) está dirigido a quienes diseñan, construyen, operan y administran los sistemas de agua potable, alcantarillado y saneamiento del país; busca ser una referencia sobre los criterios, procedimientos, normas, índices, parámetros y casos de éxito que la Comisión Nacional del Agua (Conagua), en su carácter de entidad normativa federal en materia de agua, considera recomendable utilizar, a efecto de homologarlos, para que el desarrollo, operación y administración de los sistemas se encaminen a elevar y mantener la eficiencia y la calidad de los servicios a la población.

Este trabajo favorece y orienta la toma de decisiones por parte de autoridades, profesionales, administradores y técnicos de los organismos operadores de agua de la República Mexicana y la labor de los centros de enseñanza.

Introducción a la recarga de acuíferos con agua residual municipal

La recarga artificial de acuíferos engloba el conjunto de técnicas que permiten, mediante intervención programada e introducción directa o inducida de agua en un acuífero, incrementar el grado de disponibilidad de los recursos hídricos, así como mejorar su calidad. La recarga artificial de los acuíferos con agua residual apropiadamente tratada, llamada actualmente agua regenerada, es una de las soluciones más prometedoras para el abatimiento de los efectos de los fenómenos de agotamiento y salinización de los acuíferos. Las técnicas de recarga son relativamente recientes; fueron desarrolladas en las décadas de 1950 y 1960 en Europa y Estados Unidos, y durante la década de 2000 tuvieron cada vez mayor aplicación y aceptación en diferentes regiones del mundo, sobre todo en las zonas con déficit de agua. Este tipo de reúso de las aguas residuales tratadas se clasifica como reúso potable indirecto o reúso ambiental, y se estima que su importancia va a incrementarse en el futuro por el cambio climático cuyos impactos más fuertes son los relacionados con la disponibilidad del agua.

En este libro se presentan los conceptos teóricos más importantes relacionados con la recarga de acuíferos, manejo de los sistemas de recarga, evaluación de los riesgos de su implementación y el marco normativo relacionado con el tema. Se describen ejemplos de sistemas implementados para recarga de acuíferos, y se plantean y evalúan alternativas tecnológicas de tratamiento de aguas residuales para la recarga artificial de acuíferos. Están consideradas tecnologías avanzadas novedosas que permiten dar soluciones a la remoción de contaminantes emergentes que pudieran estar presentes en el agua. El libro está conformado por seis secciones, en las que se incluyen tablas y figuras para su adecuada interpretación:

La primera sección se integra por conceptos teóricos relacionados con los acuíferos y sus características, recarga natural con agua de lluvia, agotamiento y salinización de acuíferos, el concepto de agua regenerada, recuperada o renovada, recarga artificial de acuíferos

con agua residual municipal tratada, tipos de recarga y requerimientos para su realización, manejo de los sistemas de recarga de acuíferos.

La segunda sección presenta los riesgos para la salud derivados de la recarga de acuíferos con agua residual tratada, tanto microbiológicos como los derivados de contaminantes físico-químicos. También se aborda la problemática relacionada con los compuestos emergentes presentes en el agua, así como directrices basadas en aspectos de calidad físico-química del agua. Se indican diferentes métodos para la evaluación de riesgos.

La tercera sección describe algunas cuestiones sociales, económicas y ambientales en el manejo del agua subterránea y los elementos que integran la evaluación del impacto ambiental, complementados por una serie de ayudas que facilitan la aplicación de los instrumentos de evaluación del impacto a la salud derivados de instalaciones de recarga de acuíferos.

La cuarta sección contiene el marco normativo referente a recarga de acuíferos, legislación aplicable a aguas subterráneas y estándares para agua potable relevantes para recarga de acuíferos.

La quinta sección se integra por una serie de opciones tecnológicas de tratamiento del agua que permiten obtener agua con la calidad requerida para recarga de acuíferos. Se presentan los sistemas convencionales y tratamientos avanzados, así como trenes de tratamiento que consideran la implementación de barreras múltiples para la protección de la salud en sistemas de recarga de acuíferos con aguas residuales tratadas. Se describen tecnologías utilizadas en sistemas de recarga de acuíferos en diferentes partes del mundo. Con base en la información recopilada, se plantean diferentes opciones de trenes de tratamiento avanzado de los efluentes secundarios y se realiza su evaluación.

En la sexta sección se presentan los costos de las opciones de trenes de tratamiento avanzado de efluentes secundarios presentados en el capítulo anterior. Los costos se determinaron mediante el software Capdet.

1

Recarga de acuíferos con agua residual municipal

En este capítulo se presentan los conceptos teóricos relacionados con los acuíferos y sus características, recarga natural con agua de lluvia, agotamiento y salinización de acuíferos, el concepto de agua regenerada, recuperada o renovada, recarga artificial de acuíferos con agua residual municipal tratada, tipos de recarga y requerimientos para su realización, y manejo de los sistemas de recarga de acuíferos.

1.1. Acuíferos y sus características

Los acuíferos son formaciones geológicas hidráulicamente conectadas entre sí, capaces de almacenar y transmitir agua a través de sus poros o grietas en cantidades significativas, de modo que el agua puede extraerse mediante obras de captación. Las dimensiones de los acuíferos tienden a ser muy variadas, desde pocas hectáreas de superficie hasta miles de kilómetros cuadrados. La formación de los acuíferos puede ser de distintos materiales, como gravas de río, calizas muy agrietadas, areniscas porosas poco cementadas, arenas de playa y formaciones volcánicas. Los acuíferos están constituidos por dos zonas básicas (Ilustración 1.1), las cuales se describen a continuación.

1.1.1. Zonas de un acuífero

1.1.1.1. Zona no saturada

Terreno comprendido entre la superficie del suelo y la zona saturada. En ella los poros están ocupados por aire y agua. El agua está sujeta a tensiones capilares que la mantienen adherida al terreno, y esto hace que su presión efectiva sea inferior a la presión atmosférica. Se puede dividir en tres partes:

Sub-zona del suelo o edáfica. Esta zona abarca desde la superficie del terreno hasta la profundidad alcanzada por las raíces. Está atravesada por raíces, por huecos dejados por raíces desaparecidas, y por pistas y canalículos abiertos por la fauna rápida (ratones, topos, entre otros) o lenta (anélidos y similares); en ella la humedad del suelo varía mucho con los cambios estacionales de la vegetación.

Sub-zona intermedia. Esta zona varía en espesor notablemente de un acuífero a otro (de centímetros a decenas de metros) o incluso puede no existir; en ella, la humedad del suelo apenas cambia estacionalmente.

Franja capilar. Esta zona se caracteriza por la existencia de poros, canalículos y fisuras llenas de agua que se mantienen por encima del nivel freático a causa de las tensiones capilares; la elevación es mayor cuanto más finos son los granos y fisuras.

1.1.1.2. Zona saturada

Franja del terreno situada por debajo de cierta profundidad donde el agua ocupa la totalidad de los huecos. En esta zona, la presión del agua es superior a la de la atmósfera y crece hidrostáticamente al aumentar la profundidad. El agua de esta zona se mueve de forma natural hacia lagos, mar, manantiales, y de forma provocada hacia las captaciones subterráneas, especialmente por bombeos, drenajes o galerías.

1.1.2. Clasificación de los acuíferos

1.1.2.1. Acuíferos libres, no confinados o freáticos

Son aquellos en los que el límite superior de la masa de agua forma una superficie real que está en contacto con el aire, por tanto, a presión atmosférica (Ilustración 1.2). Cuando se perfora un pozo desde la superficie del terreno, el agua aparece en el pozo al alcanzar el nivel freático. La recarga de este tipo de acuíferos se realiza principalmente por la infiltración de la precipitación a través del suelo y de la zona no saturada, o por infiltración de agua de ríos o lagos.

1.1.2.2. Acuíferos confinados, autivos o a presión

Son aquellos en cuyo límite superior o techo, el agua está a una presión superior a la presión atmosférica. Se comportan así los materiales permeables que están cubiertos por una capa confinante mucho menos permeable (por ejemplo, una capa arenosa bajo otra arcillosa). Durante la perforación de los pozos en acuíferos de este tipo, al atravesar el techo de los mismos se observa un ascenso rápido del nivel del agua hasta estabilizarse en una determinada posición. A este fenómeno se le solía llamar cartesianismo. El pozo será surgente cuando el nivel piezométrico esté situado a una cota superior a la boca del pozo. La recarga de un acuífero confinado procede principalmente de la lluvia que se infiltra directamente a través de la zona en la que aflora la formación acuífera, es decir, donde el acuífero se comporta como libre, o bien cuando está semiconfinado.

1.1.2.3. Acuíferos semiconfinados o semicautivos

Estos acuíferos pueden considerarse como un caso particular de los acuíferos cautivos, en los que el muro, el techo o ambos, no son totalmente impermeables, sino que permiten la circulación vertical del agua, que puede hacerse desde o hacia el acuitardo, e incluso variar con el tiempo, según sean los valores relativos de los niveles piezométricos. A la alimentación desde el acuitardo se le denomina goteo (Ilustración 1.2). La presencia de lentejones o capas discontinuas de baja permeabilidad en la zona

Ilustración 1.1 Zonas de un acuífero (Guía didáctica de los acuíferos del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla)

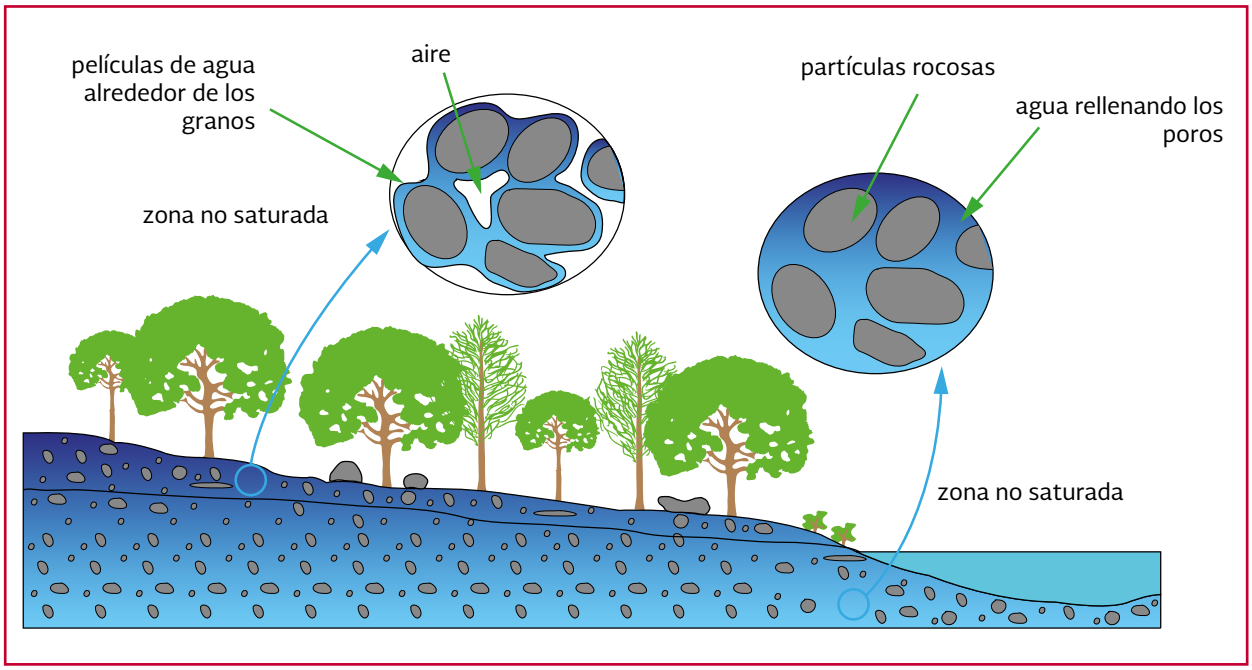
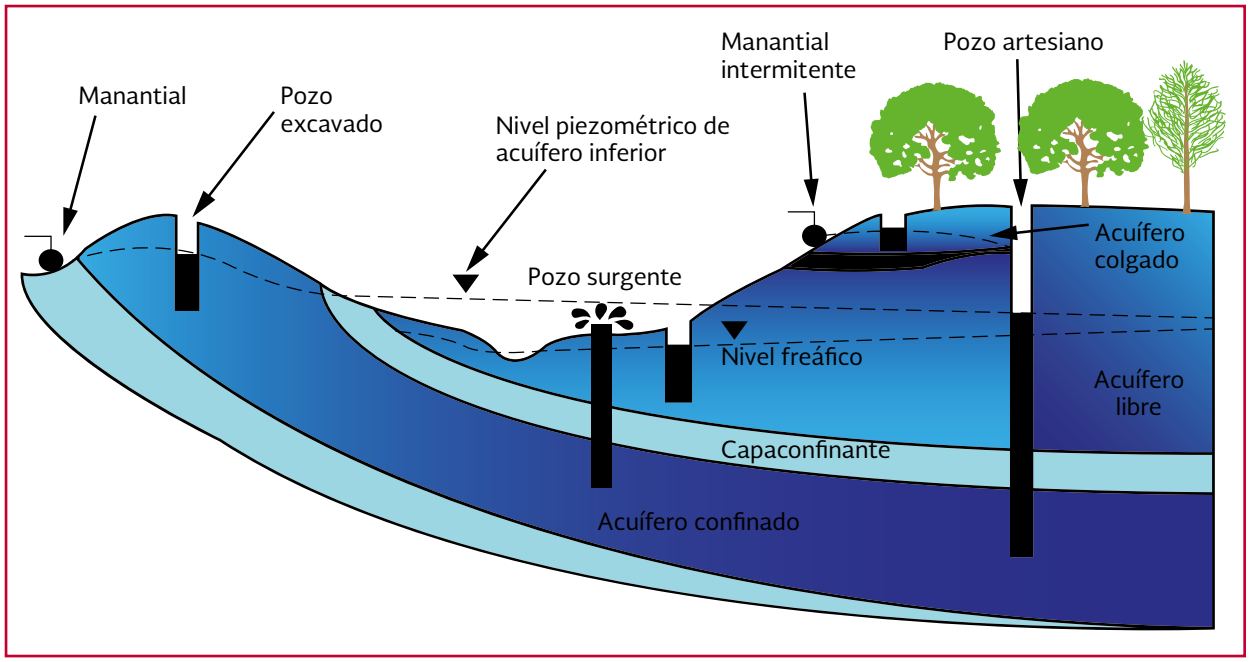


Ilustración 1.2 Tipos de acuífero



no saturada es de gran interés, dado que en algunos casos se pueden llegar a formar acuíferos colgados. Estas capas de baja permeabilidad retienen parte de la recarga durante un periodo más o menos largo, y dan origen a zonas saturadas relativamente extensas, colgadas sobre la zona saturada regional. El agua subterránea de estos acuíferos colgados descarga hacia la zona saturada regional infrayacente, a través de pequeños manantiales o de zonas de rezume.

1.2. Aspectos de recarga natural con agua de lluvia, agotamiento de acuíferos y salinización

Con el paso de los años, la disponibilidad del agua a nivel global se ha ido delimitando a tal grado que la sobre explotación de los acuíferos y aguas subterráneas son ahora una realidad. Un ejemplo claro de esta problemática se observa en la Cuenca de México ya que actualmente 77 por ciento del agua que se utiliza proviene de fuentes subterráneas. El hundimiento y el agrietamiento de la capa protectora de los acuíferos de la Cuenca de México son señales de la necesidad de reducir los volúmenes extraídos.

La recarga natural del acuífero procede de la lluvia, de otros acuíferos con niveles piezómetricos más altos y de pérdidas de los ríos. Estos forman embalses, desde los cuales el agua, aprovechando los huecos (poros o fisuras que presentan las rocas), se infiltra a través de la zona no saturada hacia el nivel freático, con lo cual logra almacenar en su interior significativos volúmenes de agua.

Una problemática que se observa al extraer agua de los acuíferos es la relacionada con la intrusión salina o salinización, que afecta la calidad de las aguas subterráneas. Por ejemplo, en los acuíferos costeros que vierten de forma natural sus aguas al mar, se establece una situación de equilibrio entre los respectivos flujos de agua dulce y salada, con una interfaz relativamente nítida de carácter salobre. Al disminuir el flujo de salida de agua dulce, por el bombeo realizado en los pozos de extracción, el equilibrio de agua dulce-salada se desplaza tierra adentro y la penetración del agua salada puede salinizar porciones considerables del acuífero costero. Con el tiempo, este proceso no impedirá el agotamiento cuantitativo del acuífero, pero sí producirá un daño de manera cualitativa, ya que con solo mezclar 2 por ciento de agua marina con agua dulce continental se afecta directamente el riego agrícola, así como a la mayoría de los usos urbanos e industriales; más aún, con una mezcla de 5 por ciento de agua marina con agua dulce, el agua será prácticamente inservible.

Las soluciones al problema de agotamiento de los acuíferos y la salinización deben ser sustentables, económicas y seguras. No siempre es suficiente el agua de lluvia para la recarga de los acuíferos, por lo cual habrá que considerar la utilización de otras fuentes de agua.

1.3. Recuperación de acuíferos agotados mediante recargas artificiales

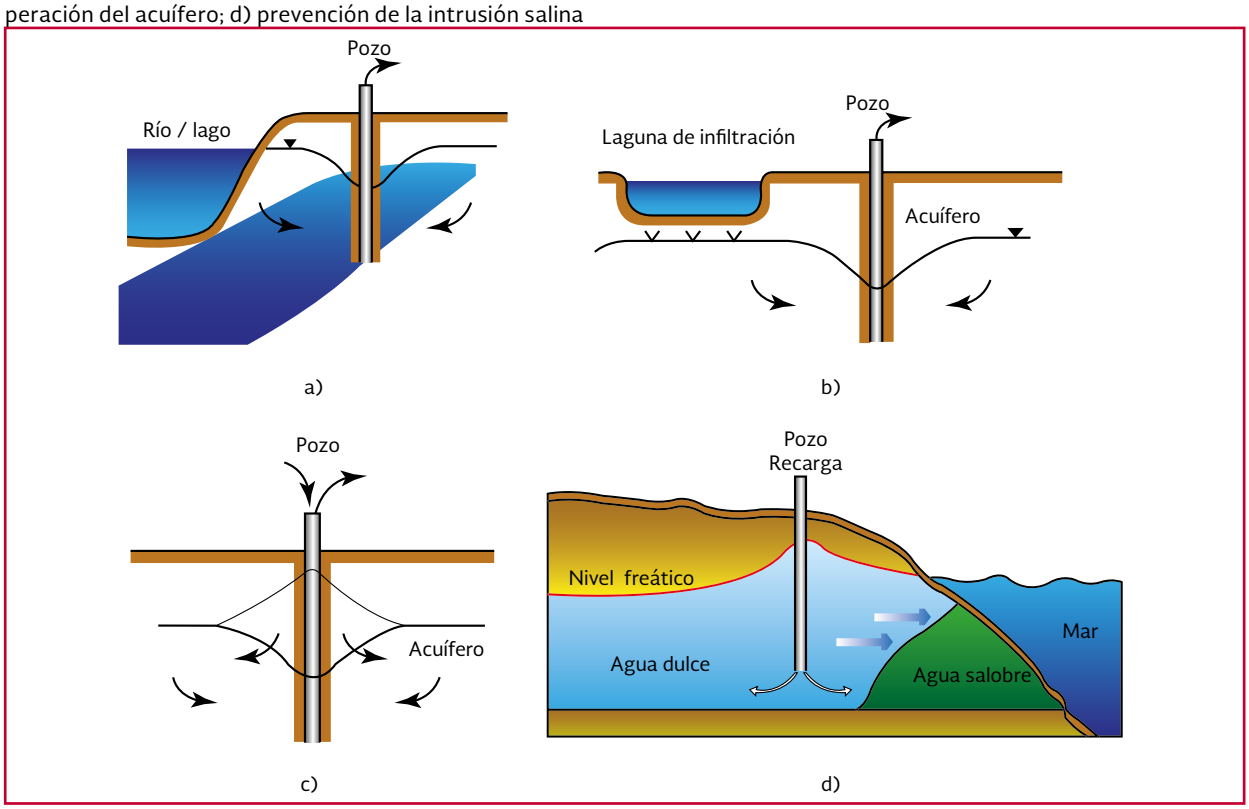
Una de las opciones más prometedoras para la recuperación de acuíferos agotados es la utilización de agua residual municipal tratada o regenerada para la recarga artificial de acuíferos, conocida por sus siglas en inglés como MAR (*managed aquifer recharge*). Se denomina agua regenerada al agua residual apropiadamente tratada (efluente de las plantas de tratamiento), de buena calidad, similar a la del agua potable, que aún no pasa por el ciclo natural del agua, la cual puede seguir utilizándose en diferentes actividades, según la calidad que presente.

Entre los diversos beneficios que se obtienen al utilizar el sistema MAR, se encuentra la recarga tanto de manera natural como artificial. En la Ilustración 1.3 se presentan diferentes formas de recarga artificial. La infiltración de banco (Ilustración 1.3a) se refiere al proceso de filtración de las aguas superficiales desde la orilla del río o lago hacia los pozos de extracción. Las recargas artificiales se pueden realizar mediante lagunas de infiltración (Ilustración 1.3b). El agua se puede almacenar para amortiguar las variaciones estacionales de la oferta y la demanda, sobre todo en lugares donde el suministro de agua varía mucho a lo largo del año; aunado a esto, se ha observado que las pérdidas por evaporación de almacenamiento subterráneo son mucho menores a las pérdidas en depósitos de superficie. Cuando las características del suelo no permiten una percolación del agua, se aplica la inyección directa al acuífero (Ilustración 1.3c). La inyección se puede realizar en la zona vadosa del suelo o a profundidad, a acuíferos no confinados o confinados.

Uno de los inconvenientes que se presentan cuando se extrae agua de los pozos es la intrusión salina. Cuando el agua subterránea disminuye se presenta una diferencia de presión, que provoca que el nivel freático disminuya y que el agua salada se filtre y mezcle con el agua dulce; sin embargo, con la inyección directa se previene este problema ya que el agua se introduce a presión al hacer la recarga al acuífero (Ilustración 1.3d).

La existencia de suelos y acuíferos contaminados como consecuencia de una incorrecta gestión de residuos, materias primas o productos en distintas actividades industriales plantea una importante problemática ambiental, que ha sido estudiada por diferentes instituciones, tanto nacionales como extranjeros, en los últimos años.

Ilustración 1.3 Recargas artificiales a) por bancos de infiltración; b) por lagunas de infiltración; c) almacenamiento y recuperación del acuífero; d) prevención de la intrusión salina



Esta problemática lleva a la necesidad de recuperar estos lugares contaminados, lo que trae consigo el inconveniente de desplazar las tecnologías de tratamiento a las zonas contaminadas para su remediación. Una solución a esta problemática consiste en llevar a cabo la recuperación de dichos lugares *in situ*. Con este fin, en los últimos años se han desarrollado equipos móviles (basados en el empleo de diferentes tecnologías) para el tratamiento de acuíferos contaminados, cuyo objetivo es llevar a cabo la remediación de estos lugares con costos razonables y haciendo posible su recuperación.

1.4. Tipos de recarga artificial

La recarga artificial de acuíferos puede definirse como el conjunto de técnicas que permiten aumentar la disponibilidad de aguas subterráneas con la calidad necesaria, mediante una intervención intencionada, directa o indirecta, en el ciclo natural del agua (Asano, 2006). Para plantear operaciones de recarga artificial de acuíferos se establece como condición necesaria la existencia de huecos vacíos en el medio poroso, que puedan ser rellenados por el agua de recarga.

La efectividad de la recarga es un concepto que se relaciona con la capacidad del conjunto que forman el medio poroso y el agua de recarga para permitir el uso posterior del agua recargada, tanto en la cantidad demandada como en la calidad que requiera el uso al que se destine. La efectividad está estrechamente relacionada con el tiempo de permanencia del agua en el acuífero.

Los objetivos principales de la recarga artificial son:

- Aumento y optimización de los recursos y la modificación de la calidad del agua
- Utilización del acuífero como embalse regulador o como depósito haciendo uso de su gran capacidad de almacenamiento
- Aprovechamiento del acuífero como red de distribución
- Compensar las pérdidas de la recarga natural producidas por distintas actividades
- Mejorar la situación en acuíferos costeros al crear una barrera hidráulica contra la intrusión salina
- Aprovechar la capacidad de depuración del terreno para una mejora adicional de la calidad del agua utilizada para recarga

Una condicionante necesaria para implementar una recarga artificial es disponer de agua que puede provenir de las siguientes fuentes:

- Agua de recursos pluviales permanentes
- Aguas superficiales discontinuas cuyo origen puede ser la escorrentía de tormentas
- Agua residual doméstica, normalmente con tratamiento secundario
- Agua procedente de otros acuíferos próximos

Existen diferentes técnicas para la reutilización de las aguas residuales para la recarga de acuíferos. La recarga artificial puede ser directa, mediante pozos de inyección, o indirecta (también denominada superficial) mediante la infiltración a través de la superficie de la tierra y difusión en

el suelo que puede proporcionar un tratamiento adicional del agua antes de llegar al acuífero. La inyección directa del agua puede ser a la zona no saturada (vadosa) o a mayor profundidad, a la zona saturada, o directamente a un acuífero confinado. Es evidente que los requisitos de calidad del agua introducida directamente son mucho mayores que para la recarga indirecta.

Se ha observado que la infiltración a través del suelo y de la zona no saturada puede mejorar mucho la calidad cuando el tiempo de residencia en la zona de tratamiento es largo, lo cual permite que los contaminantes se eliminen eficazmente. Sin embargo, se debe tomar en cuenta que el tiempo de residencia necesario dependerá de la naturaleza de los contaminantes y sus concentraciones. En la Tabla 1.1 se presentan métodos y dispositivos para realizar recarga artificial de acuíferos, clasificados en dos grandes grupos, en función de que la recarga sea de manera superficial o a profundad.

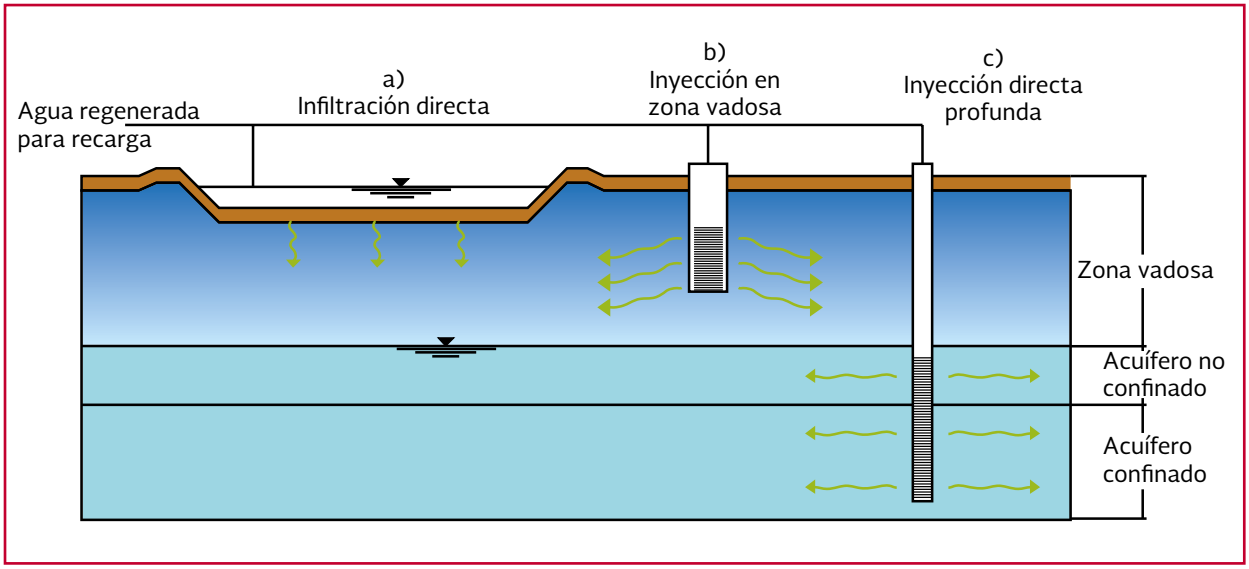
Como consecuencia del alto costo de la tierra en zonas urbanizadas, se ha venido desarrollando nuevas tecnologías para recarga subterránea en la zona vadosa. Ello hace evidente la necesidad de una tecnología costo-efectiva como alternativa para la recarga de cuencas y acuíferos que no son confinados y cuentan con la característica de tener este tipo de suelo. En esta zona (vadosa) se puede hacer recarga directa, lo cual es un desarrollo poco común, pero muy efectivo (Ilustración 1.4).

Para poder inyectar en la zona vadosa, se requiere pozos secos, de 10 a 50 m de profundidad y 1 a 2 m de diámetro. Los pozos en esta zona son rentables cuando la profundidad del agua subterránea supera los 100 m y no se cuenta con suficiente espacio de tierra alrededor. Se ha observado que en pozos de 50 m de profundidad y 1.5 m de diámetro puede haber una tasa de infiltración de 3 800 m^3/día. Estos pozos se han utilizado en zonas áridas para drenar aguas de

Tabla 1.1 Métodos y dispositivos de recarga artificial

Superficiales	En cauces	Serpenteos y represas	Se fundamenta en aumentar el tiempo y la superficie de contacto entre el agua y el terreno, mediante la formación de diques o muros de tierra.
		Escarificación	Consiste en escarificar el lecho del río para mejorar la infiltración.
		Vasos permeables	Son embalses cuyos fondos son permeables.
	Fuera de cauces	Balsas	Son dispositivos alargados, poco profundos y de gran superficie.
		Fosas	Son semejantes a las balsas, pero la superficie lateral domina la infiltración por los lados.
		Canales	Son dispositivos poco profundos que siguen la topografía del terreno. La infiltración se produce tanto por el fondo como por los lados.
		Campos de extensión	Se basan en extender agua por la superficie del terreno normalmente mediante riego con grandes dotaciones.
A profundidad		Sondeos de inyección	Mediante la construcción de sondeos profundos, se inyecta el agua en el acuífero.
		Simas y dolinas	Consiste en aprovechar las simas y dolinas de los terrenos calcáreos para introducir agua en el acuífero.
		Drenes y galerías	Consiste en introducir agua mediante un pozo, drenes y galerías.
		Zanjas	Este dispositivo consiste en una gran zanja de infiltración, de poca profundidad, rellena de grava calibrada, dentro de la cual se ubican sondeos de recarga.

Ilustración 1.4 Recarga artificial de los acuíferos



lluvia, pues no se cuenta con sistemas de alcantarillado.

Un problema que se presenta al inyectar agua regenerada en la zona vadosa es el impedimento para revertir el agua, por lo tanto se debe evitar cualquier tipo de obstrucción, ya sea por desprendimiento de arcillas o por la aparición de algas; para el primer caso se necesita tener un relleno altamente permeable (grava) y para el segundo, un buen pretratamiento del agua a inyectar.

Los métodos de recarga profunda consisten en la introducción de agua en el acuífero, generalmente mediante pozos. Se emplean de una forma generalizada en terrenos formados por una alternancia de niveles permeables e impermeables.

La recarga subterránea directa o profunda se logra cuando la inyección del agua regenerada se hace directamente en el área del acuífero confinado (o bentónica), por lo general en un acuífero bien cerrado. Este tipo de recarga se practica donde el subterráneo es muy profundo o donde la topografía o el suelo existente tiene una superficie poco difusa. Por otro lado, la inyección directa es particularmente eficaz cuando se crean barreras de agua dulce en los acuíferos costeros, que impiden la intrusión de agua salada del mar (Crook J, 1990). El principal inconveniente de la inyección directa es el costo de la infraestructura necesaria para la inyección en los acuíferos profundos, así como de la energía necesaria para inyectar el agua y crear un gradiente hidráulico suficiente para lograr tasas de infiltración razonables.

1.5. Requerimientos para la recarga de acuíferos

La recarga de las aguas subterráneas con agua regenerada es un nuevo enfoque para la reutilización del agua como suministro de agua potable. Sin embargo, para que esto pueda ser llevado a cabo es necesario conocer los lineamientos o parámetros de calidad necesarios, así como las normas que se deben cumplir.

Cuando se considera el reúso potable como una opción de abastecimiento de agua a la población es necesario distinguir entre el reúso potable directo e indirecto. Actualmente, el uso directo del agua regenerada para consumo humano no es una opción viable (Metcalf & Eddy, Inc., 2007). Sin embargo, un diverso número de comunidades está planeando e implementando el reúso potable indirecto a través de sistemas para recarga de acuíferos mediante infiltración superficial o inyección directa de agua regenerada a los acuíferos. En todos los casos se está brindando protección de la salud de la población y seguridad del agua mediante el uso de tecnologías avanzadas en el tren de tratamiento de las aguas residuales antes de mezclarlas con el agua de un acuífero o reservorio.

1.5.1. Recarga para reúso potable indirecto

Se refiere a la introducción de agua regenerada a los acuíferos cuando estos son utilizados como reservorios de agua potable. Algunas comunidades en distintas partes del mundo han implementado estos sistemas utilizando las nuevas tecnologías de tratamiento del agua que permiten obtener agua regenerada de alta calidad. Algunos de los factores a evaluar en estos casos son: las características de la cuenca o acuífero, la calidad del agua regenerada para ser reutilizada, los requerimientos para tratar el agua residual, consideraciones institucionales o reglamentarias y los costos de los sistemas utilizados. Otro punto a considerar es que antes de que se lleve a cabo la reutilización potable indirecta del agua regenerada, la cuenca debe ser evaluada con el fin de conocer si podría tener un impacto sobre la calidad del agua a largo plazo.

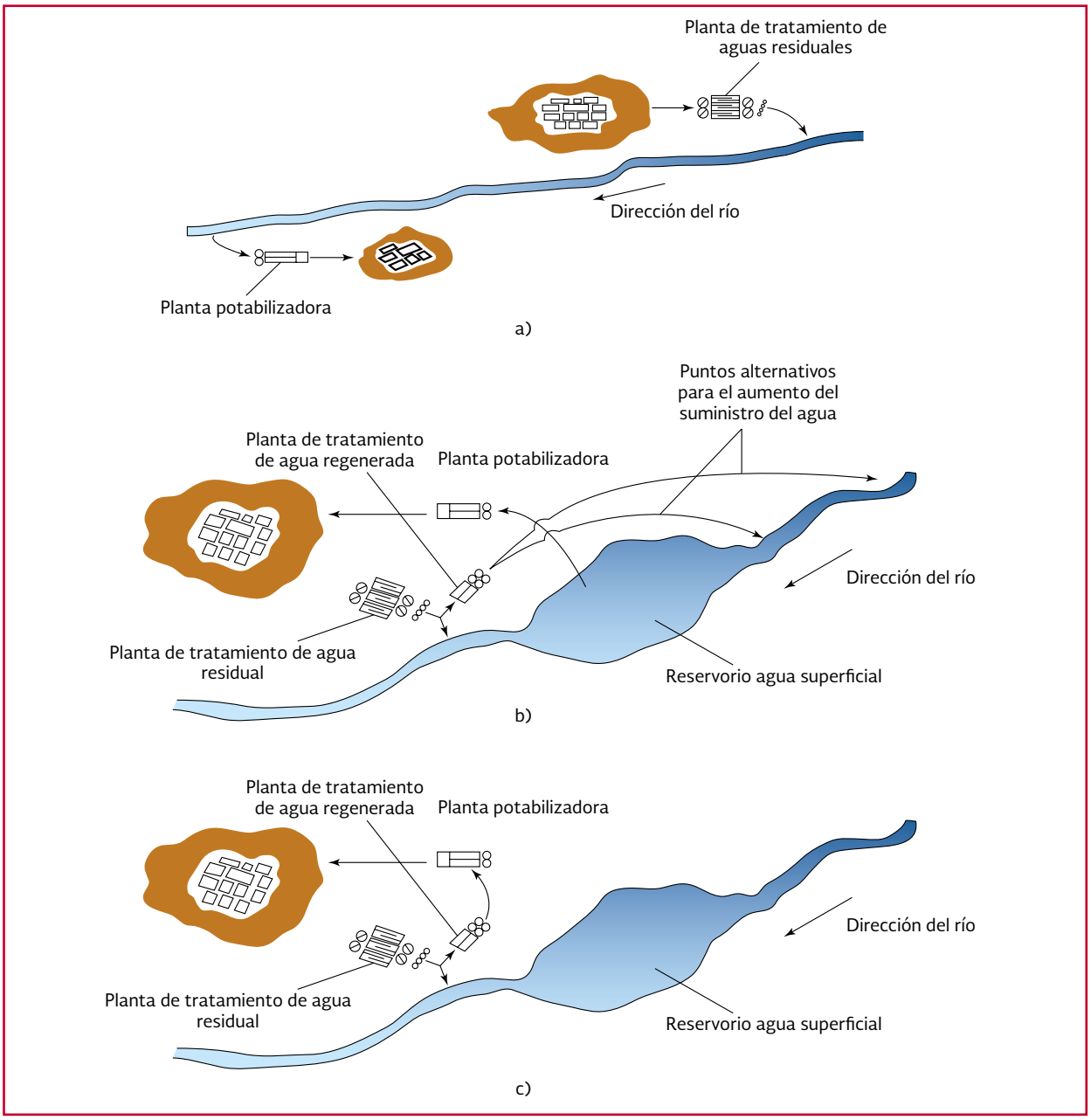
En las cuencas que son influidas por descargas indirectas de otras aguas residuales (no planificadas) o por fuentes de contaminación no puntuales (escorrentía urbana y agrícola), debe evaluarse el efecto acumulativo de todas las posibles fuentes de contaminación. Además, es importante hacer un monitoreo de la calidad del agua en el acuífero para caracterizar adecuadamente las condiciones antes de planear el reúso potable indirecto. Se deben establecer puntos y frecuencia para la determinación de parámetros microbiológicos, orgánicos e inorgánicos, con el objeto de establecer la calidad del agua requerida y contar con programas que monitoreen el clima.

Para reúso potable indirecto incidental o no planeado, ocurre cuando el agua proveniente de una PTAR es descargada a un río, se mezcla con el agua del río y, aguas abajo del punto de la descarga, es tomada para el abastecimiento de una población, sometiéndola antes a un tratamiento para su potabilización (Ilustración 1.5a). Este tipo de reúso se puede hacer de manera planeada aumentando de manera controlada el agua en los cuerpos superficiales utilizados como fuente de agua potable (Ilustración 1.5b). El reúso potable directo difiere de las modalidades anteriores en que el efluente secundario de la PTAR se somete a un tratamiento terciario, mediante varios procesos avanzados en serie, hasta lograr una calidad similar a la calidad del agua potable, después de lo cual se dirige directamente a la planta potabilizadora (Ilustración 1.5c).

En la Tabla 1.2 se resumen algunos de los factores importantes que influyen en la consideración de la recarga para uso potable indirecto.

El éxito de cualquier proyecto de reutilización de agua se determina por el nivel de la aceptación del público, para lo cual se requiere un pro-

Ilustración 1.5 Diagrama esquemático del reúso del agua a) Reúso portable indirecto incidental; b) reúso potable indirecto planeado; c) reúso potable directo



grama bien concebido, difusión y educación. Un objetivo esencial del programa es informar a la gente sobre la necesidad de implementar los sistemas de reutilización potable indirecta.

Para obtener una buena aceptación pública se necesita tomar en cuenta los siguientes componentes:

- Promover la participación temprana del público desde la etapa de planeación hasta la parte final de adopción
- Dar a conocer la necesidad de obtener agua potable adicional
- Informar acerca de proyectos exitosos en el reúso potable indirecto realizados en otros países o comunidades

Tabla 1.2 Factores que favorecen el reúso potable indirecto

Factor	Descripción
Alto costo, impacto ambiental, dificultad en permitir el desarrollo de fuentes convencionales de agua	Incremento en el costo de la infraestructura para el desarrollo de nuevas presas y reservorios en áreas remotas. En muchos casos, el reúso potable indirecto ofrece una alternativa de suministro de agua más desarrollado y manejable que el suministro de agua tradicional.
Los estándares para la disposición del agua residual son rigurosos	La protección de las aguas costeras y de los ecosistemas ha hecho necesario el planteamiento de límites máximos permisibles bajos para los nutrientes y metales. Estos criterios requieren un intenso tratamiento químico o uso de membranas. Por esta razón, puede tener ventaja el reúso potable indirecto de las aguas tratadas en lugar de descargarlas a los sistemas acuáticos.
Viabilidad económica	El uso de agua regenerada en recarga de acuíferos es generalmente costo efectivo comparado con el desarrollo de infraestructura de nuevas fuentes de agua potable. La demanda urbana de agua no potable fluctúa diariamente y por temporadas, lo que repercute en el uso de las aguas regeneradas como suministro.
Se ha incrementado el uso de las aguas regeneradas para recarga de muchos acuíferos	Debido al crecimiento de la población, la urbanización y la industrialización, el uso de las aguas regeneradas ha aumentado. Debido a la alta calidad de las aguas regeneradas, estas pueden introducirse en acuíferos utilizados como fuente de agua potable.

- Explicar la tecnología utilizada para obtener el agua regenerada, así como dar a conocer los criterios de calidad del agua requeridos
- Garantizar la salud de la población

1.5.2. Tipos de reúso no potable y sus aplicaciones

La Tabla 1.3 presenta Las principales categorías del reúso no potable del agua residual tratada. A cada tipo de reúso corresponde una determinada calidad del agua tratada. Los requerimientos menos estrictos son los que se aplican para riego agrícola. Lo más importante en este tipo de reúso es la administración de los riesgos a la salud que incluye tres tipos de acciones:

- Políticas: regulaciones e iniciativas por algunas instituciones que incluyen criterios sobre la calidad del agua y su aplicación, restricción de cultivos, control de la exposición humana e inmunización a los trabajadores del campo
- Acciones ingenieriles en el tratamiento del agua residual y su almacenamiento: adecuada operación y monitoreo de la calidad del agua, control de las aplicaciones del agua regenerada y, en particular, la selección de tecnología y el método de riego
- Prácticas agronómicas, incluyen selección del cultivo, control de la sincronización y frecuencia de riego, lixiviación y drenado

En los últimos años es cada vez mayor la implementación de sistemas para reúso urbano e industrial, que permite una mejor administración del agua, disminución del consumo de agua de primer uso y, por ende, el costo del consumo, así como protección del medio ambiente. Sin embargo, para estos reúsos se requiere un agua regenerada de alta calidad, similar a la calidad de agua potable en

Tabla 1.3 Categorías del reúso no potable del agua y sus aplicaciones típicas

Categoría	Aplicación típica
Riego agrícola	• Riego de cultivos • Viveros comerciales
Riego de áreas verdes	• Parques • Jardines de las industrias, edificios administrativos, escuelas y otras instituciones • Campos de golf • Limpieza de calles • Lavado de coches, autobuses y camiones • Decoración (fuentes y cascadas) • Camellones • Cementerios • Zonas residenciales y turísticas
Industrial	• Industria de la construcción • Agua contra incendios • Procesos de producción • Limpieza de las áreas de producción • Agua de enfriamiento • Alimentación para calderas • Aire acondicionado • Control de polvo • Baños
Recreación	• Recarga de lagos, lagunas y canales • Mejora de humedales naturales • Aumento de caudal en ríos

la mayoría de los casos. Cabe mencionar que las aguas utilizadas en riego y en recarga de cuerpos de agua superficiales, se infiltran en el suelo y se incorporan al agua del acuífero, con lo que propician su recarga.

Para riego agrícola en zonas donde no hay cuerpos de agua superficiales, se utiliza agua extraída de los acuíferos. Con la finalidad de evitar el agotamiento de estos acuíferos cuya agua no es para uso potable, se puede implementar sistemas de recarga con agua regenerada. En estos casos, uno de los principales parámetros relacionados con la protección de la salud que debe ser controlado es la presencia de microorganismos en el agua extraída del acuífero, pero también se determinan otros parámetros, como la materia orgánica, metales pesados y algunos compuestos traza.

El uso de agua regenerada se ha convertido en una opción atractiva para la conservación y mantenimiento de los suministros de agua disponibles mediante la posibilidad de:

- Utilizar el agua regenerada para aplicaciones que no requieren una alta calidad como la de agua potable
- Aumentar las fuentes de agua proveyendo una fuente alternativa en el abastecimiento a fin de cubrir las necesidades presentes y futuras
- Proteger el sistema acuático disminuyendo la cantidad de nutrientes y de otros contaminantes tóxicos que entran en el curso del agua
- Reducir la necesidad del uso de estructuras controladoras de agua, como presas y reservorios

- Cumplir con las regulaciones ambientales mediante una mejor gestión y descargas de aguas residuales

1.6. Tratamiento del agua en el suelo

El uso del suelo como medio de disposición de aguas residuales para resolver problemas sanitarios y el uso de aguas residuales para el riego agrícola, como una forma de aprovechar los nutrientes y reutilizar las aguas domésticas, son prácticas antiguas. Sin embargo, la concentración de la población en grandes centros urbanos y la industrialización han provocado un aumento de las cargas y la diversidad de contaminantes sobre los sistemas de tratamiento naturales, por lo cual su uso no controlado ha causado grandes problemas de contaminación tanto del suelo como de los acuíferos. Fue hasta finales del siglo XIX, concretamente en 1898, en Fresno County, California, cuando surgió la idea de utilizar el suelo como elemento capaz de depurar el agua residual. No obstante, las grandes experiencias americanas se inician en la década de 1960. De esa época datan los primeros estudios que evalúan la viabilidad de construir una barrera de inyección con agua residual altamente tratada en el acuífero de Magothy (Long Island, Nueva York), o el proyecto de Flushing Meadows (Phoenix, Arizona) que es, quizá, la experiencia más importante realizada en los Estados Unidos para investigar la acción depuradora del suelo.

En la actualidad, el país con el plan de aprovechamiento de aguas residuales más ambicioso es Israel. Su programa tecnológico más conocido es el denominado proyecto de reutilización de las aguas residuales de la región de Dan, que tiene como finalidad el tratamiento de las mismas, la recarga y el almacenamiento del efluente tratado en un acuífero y su reutilización posterior en riego agrícola. Algunos proyectos de recarga de acuíferos, utilizando el tratamiento en suelo han sido implementados con éxito en Pakistán, Yemen y otros países de Asia y África.

Los estudios realizados y la experiencia acumulada han indicado la factibilidad de utilizar el suelo para el tratamiento adicional de aguas residuales tratadas previamente. En este tipo de tratamiento el suelo cumple dos funciones: por un lado, es el medio receptor de las aguas residuales, con lo que se evita el vertido a otros medios; por otro lado, es el agente activo, pues tanto en su superficie como en su interior se efectúan procesos de remoción de nutrientes, materia orgánica, microorganismos y otros componentes, como metales pesados o microcontaminantes orgánicos.

El tratamiento en suelo para recarga de acuífero por infiltración superficial, también conocido como SAT por sus siglas en inglés (*soil aquifer treatment*) es ampliamente utilizado en la actualidad, sobre todo en zonas con alta presión sobre los recursos hídricos. Este método consiste en la introducción del agua residual previamente tratada al acuífero mediante su percolación a través del suelo en condiciones controladas. Durante la percolación ocurre una filtración natural del agua regenerada en el medio del suelo, lo cual mejora paulatinamente su calidad hasta alcanzar el nivel del manto freático, donde se mezcla con el agua del acuífero. La mejora de la calidad del agua se atribuye a un conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que suceden durante la percolación en el suelo.

Está reportado en la literatura que el sistema SAT permite remover sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes y microorganismos.

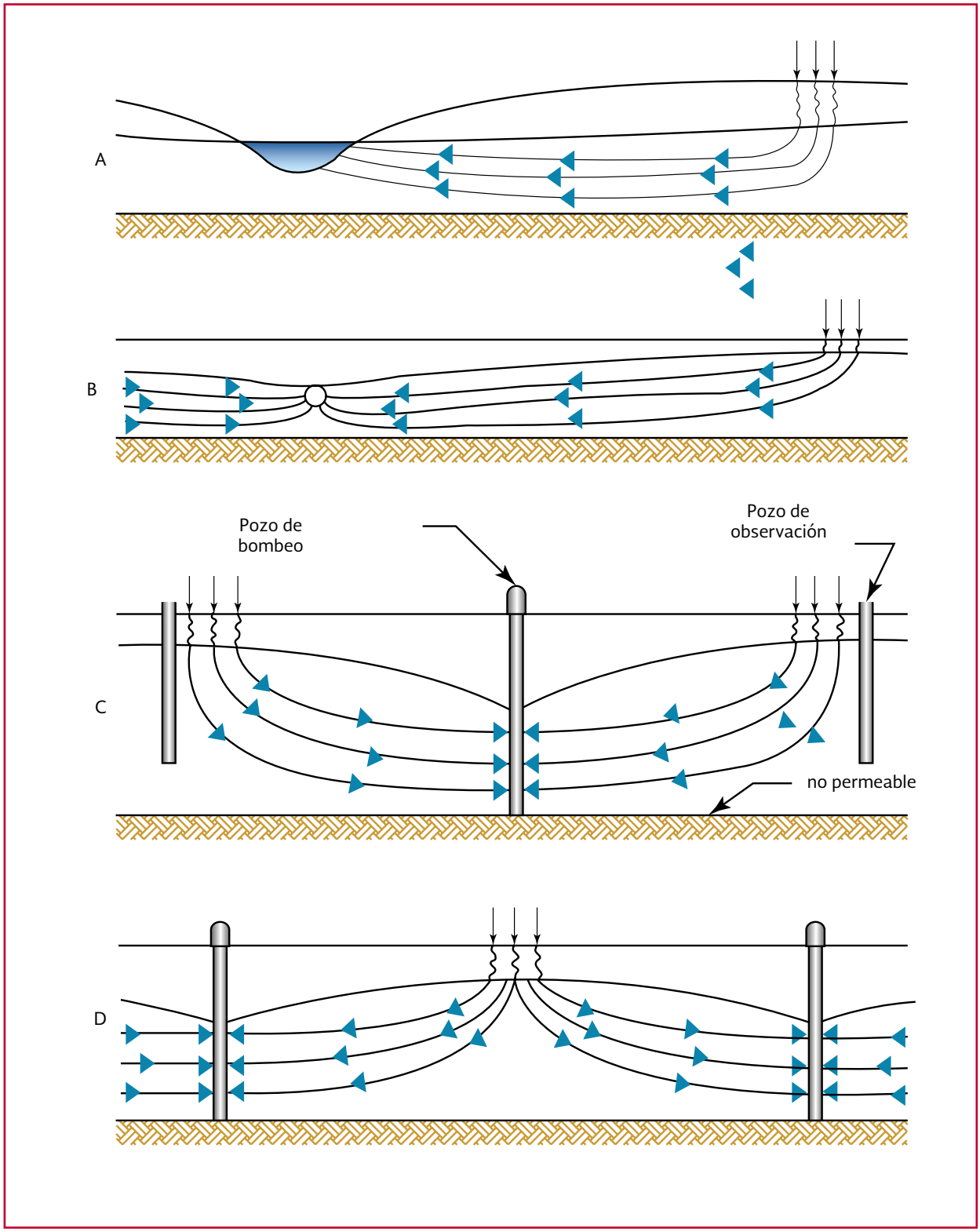
Los procesos de filtración, biodegradación, adsorción, intercambio iónico y precipitación que ocurren en el suelo son muy efectivos para la remoción de los patógenos presentes en el agua a infiltrar (Dillon, 2006); esta remoción es potenciada por la operación alternada de llenado-secado, el tipo de suelo y la tasa de infiltración (Bouwer, 2002). Para la recarga de los acuíferos usando el método SAT se pueden usar efluentes secundarios de las plantas de tratamiento, o aguas poco contaminadas, como agua de lluvia o aguas grises. Después del tratamiento SAT, el agua se almacena en la parte no confinada del acuífero para aumentar el nivel del agua subterránea, para prevenir la intrusión salina o para su posterior reutilización (Bouwer, 1991; Asano, 2006). Dentro de los usos no potables más comunes se indican el riego de cultivos, parques públicos, canchas de golf y la recreación (Aharoni *et al.*, 2011; Texas Water Development Board, 2011).

Diferentes tipos de sistema de SAT se muestran en la Ilustración 1.6. El sistema más simple incorpora las aguas residuales tratadas dentro de las cuencas de infiltración en un terreno elevado, desde el cual el agua tendrá un movimiento hacia abajo y la mezcla con las aguas subterráneas se drenará de manera natural a través del acuífero a una zona inferior (Ilustración 1.6A). Esta zona inferior puede ser una depresión natural o área de infiltración, un arroyo o lago, o un drenaje superficial. En el sistema mostrado en la Ilustración 1.6B, el agua residual tratada, después del SAT, se recolecta por los desagües subterráneos de tipo agrícola. Los sistemas A y B tienen como ventaja el nulo uso de bombeo.

Cuando el agua subterránea se encuentra muy profunda, el agua renovada se puede recolectar por gravedad utilizando pozos con bombeo, de los cuales existen dos diseños básicos: en el primero (Ilustración 1.6C), las cuencas de infiltración están organizadas en dos tiras paralelas (pozos de observación) y los pozos de bombeo se encuentran a la mitad de la línea entre las dos tiras; en el segundo (Ilustración 1.6D), las cuencas de infiltración se encuentran relativamente juntas en un *cluster* y los pozos se encuentran alrededor de este grupo, de este sistema se puede extraer una mezcla de aguas residuales y agua subterránea. Los sistemas de C y D se pueden utilizar para el almacenamiento subterráneo estacional, lo cual permite elevar el nivel de agua y ser utilizada durante los periodos de alta demanda. Los objetivos de los sistemas SAT pueden ser: tratamiento adicional de un agua residual ya tratada para ser utilizada en la recarga del acuífero subyacente; reutilización del agua en agricultura; incremento del caudal de los ríos o manantiales relacionados con el acuífero recargado; frenar la intrusión salina de los mares, o mejorar la calidad del agua de acuíferos altamente contaminados.

Tratándose de métodos de filtración del agua en la matriz del suelo, los sistemas SAT se pueden clasificar dependiendo de la tasa de filtración. Son sistemas de infiltración rápida aquellos en los que el agua, que ha recibido algún tipo de tratamiento, se aplica de forma intermitente en balsas de infiltración, generalmente desprovistas de vegetación. Las velocidades de filtración suelen ser de 0.1 - 0.6 m/día. El agua residual se aplica al terreno en tasas elevadas, bien por extensión en lagunas o bien por aspersión, alternando periodos de inundación con periodos de secado. La aplicación se realiza de forma cíclica para permitir la regeneración aerobia de la zona de infiltración y mantener la máxima capacidad de tratamiento. En las balsas de infiltración no suele ponerse vegetación, pero esta se hace necesaria cuando se emplean sistemas

Ilustración 1.6 Esquema de los sistemas de tratamiento SAT



de aspersión como forma de aplicación del agua residual al terreno. La aspersión del agua residual puede provocar problemas por la creación de aerosoles cargados de microorganismos patógenos. En cualquier caso se exige un mantenimiento periódico de la superficie de las balsas. La depuración se produce al atravesar el agua el lecho de la balsa, la mayor parte del agua termina evaporándose o recargando el acuífero subyacente. La tasa de filtración depende de la permeabilidad del suelo. Los suelos más adecuados para la infiltración son los que permiten una velocidad de filtración de 0.1 - 2 m/día. Los suelos muy finos pueden limitar la velocidad de percolación; los suelos con gránulos muy gruesos permiten una infiltración rápida, pero el tiempo de residencia hidráulica en el suelo puede ser insuficiente para la remoción de los contaminantes. Respecto a la profundidad recomendable a la que debe situarse el nivel piezométrico, existen opiniones muy variadas; una distancia frecuentemente aceptada es entre 18 y 20 metros, desde la base de la balsa de infiltración. La distancia y el tiempo de tránsito entre el acuífero y el pozo de extracción debe ser lo más grande posible, usualmente entre 50 y 100 m y alrededor de 6 meses para obtener un adecuado tratamiento en suelo para recarga de acuífero por infiltración superficial.

Las superficies necesarias para los sistemas oscilan entre 1 y 22 m^2/hab. Cuando se aplica la recarga de acuíferos mediante infiltración superficial se puede implementar un tratamiento de las aguas residuales menos riguroso, más económico y más fácil de implementar. Esto podrá hacerse siempre y cuando se conozcan los requerimientos de la calidad del agua y los sistemas sean diseñados y operados correctamente. Generalmente es difícil predecir la calidad del agua percolada cuando ha llegado a la zona saturada, debido a la alta heterogeneidad de las capas del suelo. Para ello se necesita investigar lo siguiente (considerando las características hidráulicas del suelo): la composición del suelo, el rendimiento del sitio, las cargas hidráulicas y la tasa de infiltración del sitio.

Las principales ventajas de los sistemas SAT son:

- Permiten la recarga de acuíferos con el objetivo de aumentar la capacidad de los recursos hídricos existentes, almacenar agua y amortiguar la variación estacional
- La construcción y el mantenimiento de las instalaciones tienen un bajo costo
- Bajo requerimiento energético
- Equipamiento sencillo
- La operación de las balsas es muy sencilla, por lo que no se requiere personal muy especializado
- Mejoran la calidad del agua recuperada mediante la filtración en el suelo y su almacenamiento en el acuífero
- El agua tratada puede ser mezclada con el agua del acuífero con lo que aumenta el volumen del agua disponible para su reúso
- Se puede implementar un tratamiento de las aguas residuales menos riguroso y más económico
- Fiabilidad del sistema y su buena integración en el mundo rural

Desventajas de los sistemas SAT:

- Si el agua residual no es suficientemente tratada, la descarga de nutrientes y microcontaminantes puede afectar la ca-

lidad del agua en los acuíferos y en los cuerpos de agua superficial conectados con los acuíferos recargados
- La introducción de contaminantes al agua de los acuíferos puede provocar impactos negativos a largo plazo
- Pueden cambiar las propiedades hidrológicas del suelo
- Para los sistemas de infiltración se requieren grandes extensiones de terreno. El costo del terreno influye el costo del sistema de infiltración

1.7. Selección del sistema de recarga de acuíferos

La selección del método para la recarga de acuíferos depende de los siguientes factores (Asano, 1998):

- Disponibilidad del terreno
- Tipo de suelo
- Condiciones hidrogeológicas
- Recursos económicos disponibles
- Impacto ambiental

Si se cuenta con un acuífero no confinado con zona vadosa y se tiene disponibilidad del suelo, la recarga superficial del acuífero es una opción viable; si la tierra no está del todo disponible es mejor utilizar inyección directa en la zona vadosa, lo cual implica perforar pozos profundos y un tratamiento previo del agua residual para remover sólidos suspendidos y materia disuelta, y evitar así la obstrucción por el crecimiento biológico y la contaminación del acuífero. Si solo se cuenta con una zona no vadosa se requerirá forzosamente inyección directa. En la Tabla 1.4 se presentan los principales métodos de recarga de acuíferos y sus características.

Wright y Rovey (1979) determinaron que para lagunas o cuencas de infiltración con suelos arenosos se puede aplicar tasas de infiltración de aguas residuales superiores a 20 mm/día. Por debajo de este valor, se debe utilizar métodos de sobreriego y de flujo superficial, que son aplicables en suelos arcillosos y limosos. Los mejores suelos para infiltración presentan velocidades hidráulicas en intervalos de 0.1 a 2 m/día. Debajo de este intervalo, los suelos muy finos pueden limitar la velocidad de percolación; por encima del intervalo, los suelos con gránulos muy gruesos permitirán una rápida infiltración, mas el tiempo de residencia no será óptimo para la remoción de los contaminantes.

Por otro lado, se sabe que la recarga por infiltración superficial es la técnica de recarga más económica de todas las disponibles en la actualidad, sobre todo porque los gastos de mantenimiento son muy bajos en comparación con otros sistemas que requieren el empleo de aditivos químicos, un gasto importante de energía o un complicado mantenimiento de elementos mecánicos. Desde un punto de vista ambiental, la infiltración superficial es segura siempre y cuando se cumplan las restricciones propias del método, entre las cuales destacan:

- La materia orgánica en el agua por infiltrar debe ser totalmente biodegradable
- Los materiales del lecho filtrante deben poseer una capacidad de filtrado mecánico y depuración suficientes
- El espesor de la zona no saturada debe ser suficiente para permitir la depuración del agua antes de su llegada al nivel freático
- Las instalaciones deben ser construidas donde se minimice el impacto sobre el medio natural

Tabla 1.4 Principales métodos para la recarga de acuíferos

Características	Recarga de acuífero	Inyección el zona vadosa	Inyección directa
Lugar donde ocurre el tratamiento	Zona vadosa y zona saturada	Zona vadosa y zona saturada	Zona saturada
Tipo de acuífero	No confinado	No confinado	No confinado o confinado
Pretratamiento requerido	Tratamiento secundario	Tratamiento secundario más filtración	Tratamiento avanzado
Capacidad	1 000-20 000 m^3/(ha d)	1 000-3 000 m^3/(ha·d)	2 000-6 000 m^3/(ha d)
Mantenimiento requerido	Secado y raspado	Secado y desinfección	Desinfección y contraflujo
Tiempo de vida estimado, años	>100	5-20	25-50

Hay que considerar que la reintegración del agua al medio subterráneo es, en general, un hecho ambientalmente positivo. En poblaciones pequeñas y rurales las instalaciones de infiltración superficial se integran fácilmente, lo cual permite que los sistemas se implementen lejos de la zona poblada, con lo que puede evitarse el rechazo por parte de la población a las instalaciones que, si bien son necesarias, con frecuencia son causa de problemas por el tipo de material que tratan y los efectos secundarios que pueden provocar, como la producción de olores y atracción de insectos.

Para evaluar todos los factores que influyen la selección del sistema más adecuado de recarga de acuífero es imprescindible hacer estudios previos que aporten la información necesaria para determinar la capacidad del suelo para admitir la carga de agua y depurarla hasta los niveles requeridos por la legislación, sin provocar daños ambientales.

De forma resumida, los factores que determinan las características de diseño y la eficacia de un sistema de infiltración de agua tratada para recarga de acuífero son:

- Adecuada ubicación física de las instalaciones
- Composición química de las aguas residuales a tratar
- Características climatológicas (termo-pluviometría, viento, evapotranspiración) de la zona donde se ubicarán las instalaciones
- Características físico-químicas e hidráulicas del suelo que constituye el lecho filtrante
- Características hidráulicas del sistema suelo-zona no saturada-acuífero

Los problemas más comunes asociados a los sistemas de recarga suelen ir asociados a errores en la obtención o interpretación de los datos de campo en la fase de estudios previos y diseño. Estos problemas se podrían evitar teniendo en cuenta que el estudio de campo debe realizarse en el lugar y a la profundidad a la que se va a construir el sistema de infiltración. Por ello, es necesario realizar una serie de pruebas para afinar el diseño y determinar la configuración final de las balsas. No es una buena solución extrapolar los datos de otros lugares cercanos y mucho menos de la bibliografía.

En el suelo, cuyo estudio es especialmente importante ya que constituye el medio responsable de la depuración del agua, algunos de los problemas que se pueden presentar son:

- Existencia de horizontes menos permeables que no han sido detectados en la fase de investigación inicial y que impiden el movimiento del agua
- Estudios de campo realizados en localizaciones o profundidades distintas de donde finalmente se ha construido el sistema. Esto es especialmente importante en el caso del diseño de pequeñas instalaciones sobre terrenos heterogéneos donde el desplazamiento a unas decenas o centenas de metros puede hacer cambiar sustancialmente las características del suelo
- Existencia de un contenido significativo de arcilla o limo en el último estrato del área de infiltración. Estos materiales finos pueden segregarse durante el flujo, distribuirse por la superficie e impedir el futuro movimiento del agua

En el agua subterránea, los problemas suelen ser:

- Elevación estacional inesperada del nivel freático que puede interferir con el movimiento subsuperficial del agua
- Inadecuada capacidad de movimiento del agua para ser evacuada lateral o verticalmente del sitio requerido en el tiempo estimado por el diseño
- El flujo subsuperficial de una balsa, sobre todo si se encuentra en pendiente, puede influir en la capacidad de flujo de la balsa adyacente

Tanto los estudios de campo como las pruebas en laboratorio suelen ser caros. La obtención de resultados fiables, cuya relación costo-efectividad sea aceptable, solo puede asegurarse si el programa de investigación se planifica y es llevado a cabo por técnicos familiarizados con el estudio de suelos y aguas subterráneas que tengan un buen conocimiento del concepto de infiltración y recarga de acuíferos y de las expectativas de diseño. La interpretación de los resultados en un ensayo de campo también requiere conocimientos edafológicos, hidrogeológicos y de un profundo estudio de los procesos físicos y químicos.

El primer paso en la investigación del lugar consiste en confirmar la viabilidad del sistema de recarga para el sitio seleccionado. En esta fase de evaluación se incluye:

- El examen de campo de perfiles de suelo en el lugar elegido y otros cercanos
- Observación de los indicadores del comportamiento del agua subterránea: zonas mojadas, áreas de infiltración, cambios en la vegetación, estanques y ríos, así como características generales del drenaje como permanencia del agua tras una lluvia
- Estudio de capacidad de percolación mediante pruebas in situ
- Estudio de la evolución estacional del nivel freático
- Investigación de la calidad y evolución de las aguas subterráneas

Los datos obtenidos en los pasos anteriores deben permitir una definición preliminar de:

- La hidrología general
- La descripción del suelo y localización del nivel piezométrico
- Propuesta de horizontes del suelo adecuados para situar las balsas

- Dirección del flujo, profundidad y áreas de descarga para el agua subterránea, así como las características de recarga de la zona
- Modificaciones posibles del lugar, incluyendo rellenos o excavaciones, drenajes subterráneos, o control del flujo subterráneo natural

La evaluación de estos datos nos permitirá llegar a alguna de las siguientes tres conclusiones:

- El sitio es apropiado. En este caso se procedería a realizar otros estudios de campo más detallados, al diseño, construcción y explotación de las instalaciones de depuración de aguas residuales mediante infiltración directa en el terreno
- El lugar puede ser apropiado con modificaciones. En este caso se necesitarían más ensayos de campo y análisis
- El lugar no es adecuado para instalar un sistema de IR, en función de los factores estudiados en la investigación preliminar y de la selección del sitio. No es necesario realizar más ensayos ni análisis, aunque en los estudios de campo pueden haberse localizado nuevos emplazamientos que sería necesario ensayar

1.8. Manejo de la recarga artificial de acuíferos

El manejo de la recarga artificial de acuíferos (*managed aquifer recharge*, MAR) es una técnica de gestión hídrica de gran potencial. Las circunstancias socioeconómicas y políticas, así como el marco legal que regula la actividad, son idóneas en el momento actual para incluir este tipo de métodos en los nuevos esquemas de gestión hídrica en México.

En vista de las frecuentes sequías en las zonas de escasos recursos hídricos y climas cálidos sería conveniente dedicar el esfuerzo necesario en investigar, promocionar y construir nuevos métodos y dispositivos para implementar la recarga artificial en las ubicaciones donde resulte viable y conveniente.

El acercamiento de las nuevas investigaciones y su carácter aplicado debería ser presentado a los gestores hídricos del país, técnicos facultados para dar viabilidad a los proyectos de nuevos dispositivos, así como a la sociedad en general, con objeto de que la recarga artificial de acuíferos adquiera una mayor consideración en México. Los análisis económicos y la dimensión medioambiental de la técnica MAR realizados en diferentes países del mundo refrendan su efectividad, su conveniencia y su buena adecuación a la realidad hídrica del siglo veintiuno.

A continuación se indican algunas de las principales utilidades y ventajas de la técnica MAR, así como sus inconvenientes, con objeto de presentarla con el rigor científico necesario.

Entre las ventajas cabe destacar:

- Almacenar agua en los acuíferos, especialmente en zonas de escasa disponibilidad de terreno en superficie o sin posibilidad de otras formas de embalsamiento. La recarga artificial permite destinar la superficie a determinados usos, y aprovechar el embalse en profundidad en general con volúmenes almacenados nada desdeñables. La técnica permite además

almacenar agua en zonas de uso forestal en épocas de lluvia para, contando con la movilidad de las aguas subterráneas, poder aprovechar estos recursos aguas abajo, por ejemplo, en zonas regables o abastecimientos urbanos, en época de estiaje

- Remoción de sólidos suspendidos, materia orgánica degradable, nutrientes, patógenos, microcontaminantes, metales, sustancias químicas nocivas del agua a infiltrar mediante su retención en el suelo durante el proceso de infiltración, con lo cual se reducen los riesgos medioambientales y para la salud. La capacidad de autodepuración del suelo depende de la litología del acuífero, siendo mayor en acuíferos detríticos que en los cársticos. De este modo, la calidad del agua a introducir se convierte en un proceso complicado y delicado, de modo que la carga contaminante no deberá sobrepasar la capacidad de infiltración del medio, su potencial autodepurativo, ni originar problemas importantes de obstrucción o colmatación de los dispositivos de recarga artificial, que es el principal impacto que amenaza y afecta a las instalaciones
- Utilización del acuífero como embalse regulador, almacén y red de distribución dentro de un sistema integrado. La recarga del acuífero en cabecera permitirá la extracción aguas abajo en el momento oportuno, sin necesidad de invertir en conducciones ni artificios de distribución
- Suavizar fluctuaciones en la demanda y reducir el descenso del nivel del agua por sobrebombeo. El volumen de agua almacenada puede representar cantidades muy superiores a la disponible en embalses superficiales; ello permitirá cubrir picos de demanda
- Reducir las pérdidas por evaporación respecto a presas y balsas
- Compensación de la pérdida de recarga natural en un acuífero por actividades antrópicas. Las edificaciones y el trazado de amplias superficies de hormigón y de sistemas de canalización disminuyen drásticamente la capacidad de infiltración en las ciudades
- Suavizar diferencias cualitativas, evitando que las aguas de inferior calidad del acuífero se desplacen hacia captaciones de buena calidad. La introducción de una pluma de aguas limpias en el subsuelo, aunque cuente con la catalogación de vertido, si las aguas de recarga artificial difieren cualitativamente de las aguas del acuífero, representa un impacto positivo al inducirse una barrera hidráulica que impide la movilidad de las aguas subterráneas de peor calidad y su expansión en el acuífero
- Barrera para la intrusión marina
- Prevenir problemas geotécnicos. El descenso de niveles freáticos ocasionalmente ha generado problemas geotécnicos de diverso tipo, como asientos del terreno al ver modificada su capacidad portante, o cimentaciones mal diseñadas al haber sido calculadas con una presión intersticial superior a la que hay tras un descenso acusado del nivel del agua. Este hecho se traduce en grietas en los edificios, asientos diferenciales, etcétera
- Disposición, tratamiento y reúso de aguas residuales urbanas. Las aguas residuales pueden ser una fuente de agua idónea para la recarga artificial, si bien, la concentración de contaminantes debe

estar bien controlada. En ocasiones la técnica se emplea más para la depuración de esta agua que para la recarga del acuífero propiamente dicha

- Mejora económica en zonas con alta presión sobre el recurso hídrico. Algunas zonas con déficit de agua y especialmente ciertas zonas regables requieren recursos hídricos por encima de la tasa de recarga natural para mantener su actividad. Gracias a los dispositivos de recarga artificial la economía del lugar no se ve afectada por el descenso de los niveles freáticos registrados durante los últimos 30 años, permitiendo incluso la implantación de nuevos regadíos en terrenos tradicionalmente secos
- La técnica MAR es adecuada endeterminados aspectos del combate a la desertización y cambio climático, erosión de suelos, generación de energía a pequeña escala para el mantenimiento de los dispositivos de vigilancia y control. Algunas de las medidas más factibles son el mantenimiento de masas forestales y humedales

Entre los inconvenientes del manejo de recargas artificiales cabe mencionar:

- Se tiene un conocimiento incipiente sobre su potencial y posibilidades. A la fecha, las publicaciones en español son escasas, no ha habido una integración en ningún programa de educación ambiental que se conozca y la mayoría de la población ignora su capacidad y posibilidades
- La visión de la política de gestión hídrica es principalmente hidráulica. Tradicionalmente se ha recurrido al embalse superficial como técnica de gestión más vanguardista, y las restantes opciones han quedado relegadas a un segundo plano
- Escasez y falta de continuidad en las experiencias. Gran parte de las experiencias de recarga arificial en México han tenido una difusión escasa, tanto de los resultados como del seguimiento en el tiempo que se le puede dar a un sistema, especialmente lo referido a la posible colmatación. Sin embargo, las operaciones de los sistemas van cobrando una importancia creciente
- Es preciso un control durante el diseño y construcción, así como realizar distintos proyectos para minimizar los riesgos e impactos ambientales. Un tema de especial relevancia es el estudio de los caudales ambientales o ecológicos en los cauces de toma, para aquellas experiencias en las que el agua procede de cauces fluviales, que son la gran mayoría, abriendo una importante línea de debate cuya solución debe pasar por el estudio detallado y pormenorizado de cada caso específico
- Incipiente grado de conocimiento de las limitaciones de la técnica MAR. En ocasiones y tras varios años de experiencia en un dispositivo determinado, pueden concurrir determinados problemas no previstos que malogren los dispositivos (colmatación, inundaciones, etc.), o incluso descensos en el caudal de las fuentes de toma, en general propiciados por sequías, que marcan nuevas limitaciones en el empleo de la técnica; de ahí la importancia de realizar estudios y proyectos correctos, no solo de impacto am-

biental, sino también análisis de riesgos antes de emprender una actuación

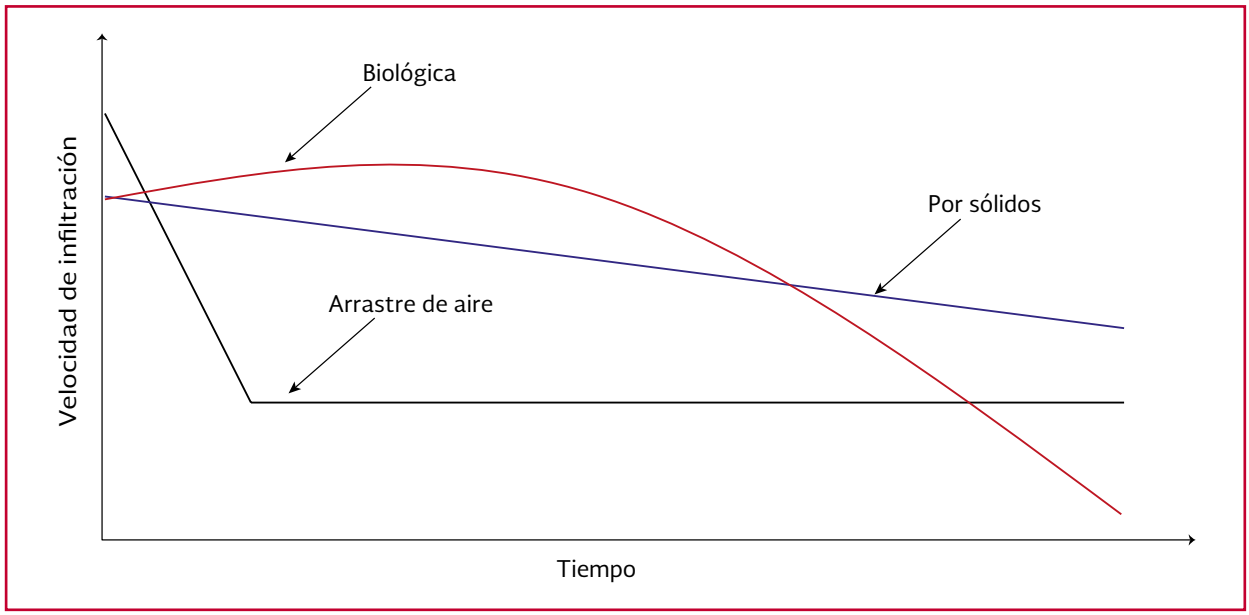
Para la óptima recarga de acuíferos utilizando agua regenerada es necesario operar los sistemas de recarga artificial por infiltración superficial aprovechando los periodos húmedos y los secos. Cuando se realiza la recarga al acuífero, los sólidos existentes en el agua regenerada quedan atrapados en la capa superior del suelo; además, debido a la actividad biológica, se incrementa la acumulación de materia orgánica y se forma una capa en la superficie del suelo. En áreas con sol, el crecimiento de las algas puede ser un factor que, con el tiempo, contribuya a reducir la velocidad de infiltración. Si la velocidad continuara disminuyendo, se puede llegar a un punto en que el agua deje de infiltrarse.

A medida que la cuenca de recarga se drena y se deja secar, el material orgánico que se encuentra en la superficie del suelo también se secará, o si se introduce aire, se favorecerá la biodegradación de dicho material, lo cual permitirá la recuperación de las tasas de infiltración. Por otro lado, si no se utilizan ciclos de secado, las tasas de infiltración se volverán casi nulas y se necesitará usar dispositivos de limpieza para eliminar los materiales que causan la obstrucción.

Una vez estimadas las tasas de infiltración y ajustados los ciclos húmedos y secos se determina el tiempo total de recarga, tomando en cuenta el tiempo durante el cual se aplica el agua regenerada, el tiempo de drenado y el tiempo para el secado. Cuando se utiliza agua regenerada en climas áridos, el tiempo de aplicación es menor al 50 por ciento del tiempo total, y el tiempo restante se utiliza para el drenaje y secado.

Para prevenir obstrucciones y taponamiento en la zona vadosa es indispensable mantener constante la velocidad de infiltración, como se mencionó anteriormente. La zona vadosa se puede ver afectada por los sólidos suspendidos que contiene el agua de recarga. Cuando esta contiene menos de 10 mg/L de sólidos suspendidos, el material de obstrucción acumulado debe ser removido después de haber operado el sistema de recarga durante un periodo de 12 a 24 meses.

Ilustración 1.7 Tipos de obstrucción que reducen la velocidad de infiltración



Este problema de obstrucción también se presenta en los pozos de inyección. Cuando se realice inyección directa en la zona vadosa, los sólidos deben ser removidos previamente. La obstrucción puede no presentarse en pozos ubicados en zonas altamente permeables.

El crecimiento biológico en pozos de inyección directa en la zona vadosa puede ser inhibido mediante la inyección de desinfectante (cloro). Si se inyecta suficiente cloro para prevenir el crecimiento en el pozo y en la interfaz sólida, el crecimiento biológico ocurrirá en la zona vadosa y no en el pozo, lo cual, se ha observado, no causa ningún tipo de taponamiento. La concentración de cloro residual que se ha encontrado efectiva es de 2 a 5 mg/Litro.

La obstrucción debida a la entrada de aire ocurre cuando el aire es atrapado en los poros del suelo y bloquea el flujo de agua a través del suelo, lo que provoca una rápida reducción de las tasas de infiltración. Para recuperar dichas tasas es necesario un extenso periodo seco seguido por una minuciosa reintroducción de agua. Se debe tener sumo cuidado al momento del llenado del pozo en la zona vadosa: debe realizarse de abajo hacia arriba, además de utilizar un tubo aductor de aire, el cual debe ser ventilado desde el pozo a la atmosfera.

1.9. Ejemplos de sistemas de recuperación de acuíferos mediante recarga con agua residual tratada

En la actualidad, diversas ciudades en el mundo han estado trabajando en la implementación de nuevas tecnologías para poder llevar a cabo la recarga de acuíferos con aguas regeneradas. Los efluentes regenerados tuvieron un previo tratamiento, el cual va desde el uso de sistemas secundarios hasta terciarios, todo depende de la dirección de la recarga del acuífero y sus posibles destinos.

Se ha observado que las ciudades que se encuentran en vías de desarrollo no implementan con la misma frecuencia el uso de agua regenerada para la recarga de acuíferos, en comparación con los países del primer mundo. A continuación se presentan algunos casos de la implementación de este tipo de recargas en diferentes países.

Para conocer mejor la recarga de acuíferos con aguas regeneradas, de 2005 a 2008 se hizo, a escala piloto, la recarga de acuíferos con efluentes de aguas residuales municipales y pluviales en diferentes países. El monitoreo hizo evaluando el abastecimiento global y siguiendo el destino de los contaminantes. Las tecnologías utilizadas en los diferentes sitios fueron: lodos activados, membranas, así como una variedad de métodos de recarga, incluyendo filtración en lechos y dunas, estanques de infiltración, pozos de inyección (Tabla 1.5).

En el condado de Orange, perteneciente al estado de California, Estados Unidos, la fuente principal de agua para la recarga del acuífero es el río Santa Ana, cuyas aguas se difunden en el acuífero. Para llevar esto a cabo se desarrolló un conjunto de diques que mejoran la recarga (Ilustración 1.8a) desviando el río mediante la construcción de presas (Ilustración 1.8b). El agua desviada debe fluir por un tortuoso camino alrededor de los diques, con lo que se asegura que se extienda sobre un área grande y se propicia la recarga del acuífero (Ilustración 1.8c).

Tabla 1.5 Métodos de recarga de acuíferos en diferentes países

Lugar	Fuente de inyección	Tratamiento avanzado	Método de recarga	Post tratamiento	Reúso del agua
Sabadel, España	Efluente secundario (lodos activados y remoción de nutrientes)	Ninguno	Infiltración a través de camas de ríos	UV y cloración	Parques públicos, irrigación, limpieza de calles.
Nardo, Italia	Efluente secundario (lodos activados y tratamiento biológico)	Cloración	Inyección vía sumidero	Ninguno	Barrera para la intrusión salina y agua potable
Salisbury, Australia	Agua de tormenta	Humedales	Infiltración en el suelo	Ninguno	Irrigación y uso industrial
Shafdan, Israel	Efluente secundario (lodos activados y remoción de nutrientes)	Ultrafiltración	Infiltración en el suelo	Cloración	Irrigación
Wulpen, Bélgica	Efluentes terciarios (desnitrificación, lodos activados y remoción simultanea de P)	Ultrafiltración, cloración y osmosis inversa	Filtración en duna para la producción de agua potable	Cloración y UV	Recarga al agua subterránea y abastecimiento de agua potable

Las trayectorias de flujo se ajustan periódicamente para tener en cuenta los ciclos de secado de partes de la planicie de inundación. Durante el verano, el agua del río es esencialmente agua residual tratada proveniente de las descargas aguas arriba (Asano, T., 2006).

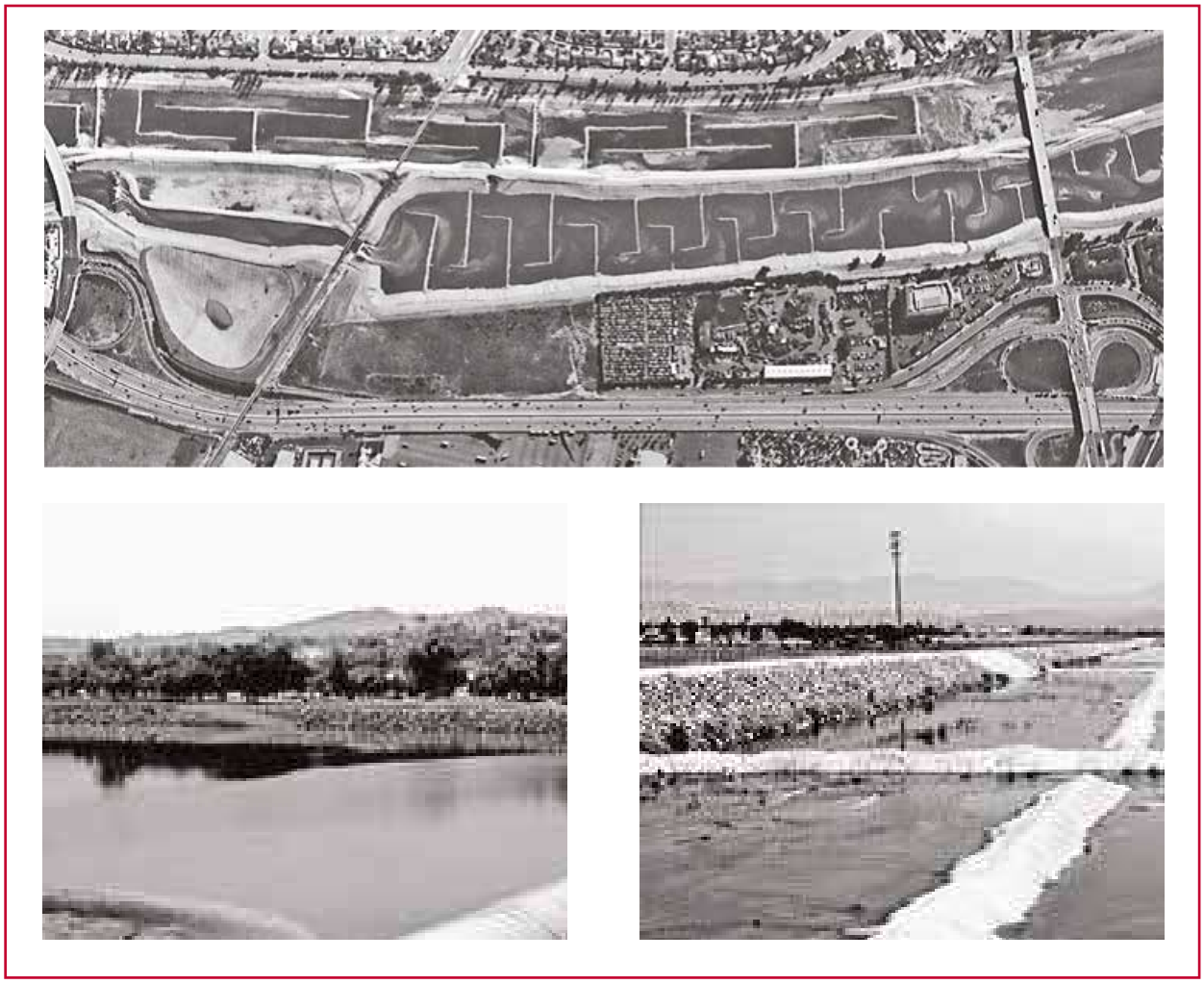
Otro proyecto importante es el logrado en Estados Unidos mediante el reúso potable indirecto en la planta Fred Hervey de El Paso, Texas. El objetivo primordial fue mejorar el abastecimiento público. La fuente fue el agua residual doméstica. Este proyecto inició operaciones en 1985, con una capacidad de 440 litros por segundo.

El método se basó en la utilización de diez pozos de inyección, a una profundidad de 244 m. Para la recarga del acuífero se utilizó agua regenerada proveniente de la planta de tratamiento de la región. El tratamiento se basó en el uso de un sistema secundario convencional, recarbonatación, filtración en arena, ozonación, filtración en carbón activado granular y cloración (Arroyo y McDonald, 2011).

Israel es un país que tiene una gran reputación en cuanto al manejo adecuado de sus recursos hidrológicos. El proyecto en la región Dan, cerca de Tel Aviv, es un vivo ejemplo. El objetivo de este proyecto es el riego agrícola sin restricciones. Sus fuentes de abastecimiento son aguas residuales del área metropolitana de Tel Aviv (a aproximadamente 220 kilómetros y con 1.5 millones de habitantes).

Noventa por ciento de sus aguas tiene un origen doméstico y diez por ciento es industrial (esto equivale a 400 mil habitantes). El proyecto inició en 1977, con una capacidad de 3.5 metros cúbicos por segundo y el método de recarga fue lagunas de infiltración. El tratamiento es me-

Ilustración 1.8 Recarga del río Santa Ana en el condado de Orange, California: a) Vista aérea de la cuenca, b) Presas utilizadas para desviar el agua del río, c) Difusión de las cuencas formando lechos del río



diante lodos activados. El efluente se recarga en el acuífero y se recupera posteriormente. Se aplica un tratamiento denominado suelo-acuífero (Aharoni, Guttman y Cikurel, 2011).

Otra experiencia interesante en Francia se ha dado en Croissy sur Seine, París, donde el objetivo ha sido el abastecimiento público eficiente y la reducción del descenso piezométrico. La fuente de abastecimiento es el río Sena y la capacidad es de 30 millones de m^3/año. El proyecto inició operaciones en 1959. El método de recarga es lagunas de infiltración en una superficie de 15 hectáreas (Tubitak, Baban y Hocaoglu, 2011).

En Holanda, el proyecto Maaskant, en Noord Brabant, tiene como objetivo el abastecimiento público de la región. Para ello se decidió recargar sus acuíferos por medio de la creación de canales de infiltración en un área de 180 hectáreas utilizando agua regenerada. Antes de introducir el agua regenerada a dichos canales, el agua recibe un tratamiento que evita la estratificación y que consiste en tener dos aireadores de burbuja, floculación, flotación, filtración rápida en arena y filtración con carbón activado. Después de la recarga, se extrae el agua del acuífero y es postratada para remover el hierro y el manganeso; se termina con una filtración

con carbón activado (Tubitak, Baban y Hocaoglu, 2011).

El Gobierno del Distrito Federal construyó una planta de tratamiento para las aguas residuales tratadas a nivel secundario, provenientes de la PTAR del Cerro de la Estrella. Este proyecto inició operaciones en 1992, con una capacidad de 20 L/s . El método de recarga fue por inyección con un previo tratamiento de las aguas residuales, que incluye un sistema biológico secundario, despumación, filtración, adsorción y desinfección (Jiménez *et al*., 2012).

En Sudáfrica, se dio una solución interesante a la falta de agua llevando a cabo un reúso potable directo del agua proveniente de las plantas de tratamiento de Gammans y Gorengab, en Windhoek, Namibia. El objetivo fue mejorar el abastecimiento público. Para ello, se utilizó como fuente el agua residual municipal de las regiones cercanas.

Este proyecto inició en 1968, con una capacidad de 250 L/s; el tratamiento previo utilizado fue un sistema biológico secundario y lagunas de maduración, adición de sulfato de aluminio, flotación con aire disuelto, cloración intermedia, adición de cal, sedimentación, filtración en arena, cloración intermedia, filtración en carbón y cloración final. El efluente se mezcló con agua potabilizada de otras fuentes, con un máximo de 4 por ciento, pero con el propósito de alcanzar 25 por ciento en pocos años (Magarzo *et al*., 2013).

En Reno, Nevada, se cuenta con una planta de recuperación de agua de la agencia de sanidad Tahoe-Truckee, la cual cuenta con un sistema de tratamiento secundario tipo lodos activados convencional, combinado con la remoción biológica de fósforo. El agua tratada se descarga al río Truckee, el cual es la fuente de agua potable para la ciudad de Reno.

En Virginia del Norte, la Upper Occuquan Sewage Authority aplica un tratamiento avanzado de aguas residuales antes de descargarlas en el Reservorio de Occoquan. Este reservorio es una fuente importante de agua potable para los habitantes de Virginia del Norte.

En Dallas el Distrito Municipal de Agua del Norte de Texas opera una PTAR conocida como Wilson Creek. El agua residual tratada es descargada en una corriente tributaria al Lago Levon, el cual es la fuente de agua potable para todo el distrito.

En Atlanta, Georgia, el Distrito de Saneamiento de Clayton County opera una PTAR que descarga en una tierra forestal donde el agua se infiltra y junto con agua de lluvias recarga el arroyo Pates Creek, uno de los tres arroyos que alimentan el reservorio del cual se suministra agua potable a la ciudad de Atlanta.

El sistema de almacenamiento de agua en Australia Alice Springs, en funciones desde 2003 por Water Co., utiliza un sistema de recarga diseñado para infiltrar agua regenerada proveniente de la planta de tratamiento de aguas residuales de Alice Springs. El sistema de tratamiento al que son sometidas las aguas previamente a la infiltración consiste en flotación

con aire disuelto y cloración. Una vez obtenido el efluente, es bombeado hasta las cuencas de infiltración. El área superficial de las cuencas es de 1.5 hectáreas, y la infiltración es de 3.2 y 10.6 m/d, dependiendo de la litología. Además de que este sistema SAT cumple con la norma de salud pública, su larga vida útil abre el debate sobre la durabilidad de la infraestructura (ANRMMC, 2005).

El sistema de suministro de agua de Pekin es abastecido en parte por agua subterránea extraída, cuya disponibilidad se incrementa mediante un sistema de recarga superficial. Previo a la recarga del acuífero, el agua residual de la región es tratada con un sistema convencional, ozonización (con el fin de reducir el contenido de materia orgánica), filtros de arena y coagulación. Una vez recuperada el agua, esta es llevada a las cuencas de infiltración; sin embargo, se han registrado problemas durante la operación debido principalmente a la geología local donde se excavaron las cuencas. Por tal motivo, las cuencas tienen que ser limpiadas con frecuencia debido a su baja permeabilidad. Con el fin de evitar esta problemática se han tomado acciones de mantenimiento frecuentes. Asimismo, se ha establecido que la concentración máxima de DQO en el agua regenerada no debe exceder los 1.5 mg/L, con el objeto de reducir el bio-ensuciamiento (Magarzo *et al.*, 2013).

2

Riesgos para la salud derivados de la recarga de acuíferos con agua residual tratada

Esta sección del libro presenta los riesgos para la salud derivados de la recarga de acuíferos con agua residual tratada, tanto microbiológicos como derivados de los contaminantes físico-químicos, incluyendo la problemática relacionada con los compuestos emergentes presentes en el agua, así como directrices basadas en aspectos de calidad físico-química del agua. Se indican diferentes métodos para la evaluación de riesgos.

2.1. Aspectos microbiológicos

Cuando el agua se utiliza como una fuente para beber, el principal aspecto a considerar en la recarga de acuíferos con agua tratada es la salud pública. Los patógenos son considerados debido a su importancia, la velocidad de sus efectos y los efectos de los compuestos tóxicos a largo plazo. Dadas la diversidad y la variabilidad de los microorganismos que pueden estar involucrados, cada ciudad debe dar prioridad a los que tienen mayores consecuencias (por ejemplo, alta posibilidad de causar epidemias debido a bajas dosis infecciosas y los altos niveles de persistencia y resistencia).

Las primeras epidemias causadas por el reúso de agua no planificado (hasta ahora visto como contaminación) ponen de manifiesto que el principal riesgo en el consumo de agua han sido los patógenos. Sin embargo, sigue siendo una incógnita cómo garantizar la seguridad microbiológica del agua, especialmente cuando el agua es un agua residual tratada. Esto es por los diversos virus, bacterias, parásitos, hongos, algas y helmintos que están presentes en las aguas residuales, y, por lo tanto, pueden llegar a contaminar el agua de recarga. Complicando aún más el panorama, están los llamados 'patógenos emergentes', término acuñado recientemente y usado para designar patógenos que no son nuevos, ya se conocían, pero, por alguna razón, ahora causan enfermedades y están relacionados con el consumo de agua potable.

En los Estados Unidos de América, este grupo incluye los protozoarios *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium parvum* y *Cyclospora cayetanesis*, el hongo *Blastocystis hominis* y la bacteria intracelular *Mycovacterium avium* o *M. Avium complexa* (MAC) (Jawetz, Melnick y Adelberg, 1996).

Como en el caso del agua potable, hay tres grupos principales de microorganismos que se pueden trasmitir a través del consumo de agua y se debería considerar en la reutilización del agua: virus, bacterias y protozoarios.

2.1.1. Microorganismos patógenos en las aguas residuales

Los virus son agentes infecciosos pequeños, su tamaño es de 0.01 a 0.3 μm de diámetro. Los virus están constituidos por ácido desoxirribonucleico (DNA) o ribonucleico (RNA), rodeado por una capa de proteína, la cual, a su vez, puede estar rodeada por una membrana lipídica.

Los virus patógenos, a diferencia de las bacterias, no son usualmente encontrados en seres humanos saludables, sino solo en aquellos que están expuestos intencionalmente (por ejemplo, a través de la vacunación) o son infectados a través del agua y la comida. El tiempo necesario para expulsar los virus varía considerablemente. Esta expulsión puede ser constante si el virus es endémico o si se da en la comunidad. En el caso de infecciones, los virus son encontrados en grandes cantidades, por ejemplo, los rotavirus pueden ser encontrados en concentraciones por arriba de 10^{12}/g de heces (Flewett, 1982).

La presencia de virus en el agua residual varía ampliamente y es vinculada a las estaciones del año y a la distribución de la edad de la población (por ejemplo, las concentraciones son usualmente altas durante el verano y bajas en el otoño). Pocos estudios han identificado la composición y tipo de virus presentes en aguas residuales y agua tratada; los estudios son mayormente restringidos a enterovirus, porque estos son fáciles de analizar (Leong, 1983).

Los virus entéricos más relevantes en humanos son: enterovirus (polio y coxsackievirus), rotavirus, reovirus, calcivirus, adenovirus y hepatitis A. Los enterovirus son de riesgo alto por numerosas razones: es suficiente una relativamente baja dosis para causar una enfermedad, son más resistentes a la desinfección que la mayoría de las bacterias en el medio ambiente, y son difíciles de cuantificar usando técnicas de laboratorio convencionales.

Los rotavirus son la mayor causa de gastroenteritis infantil en todo el mundo. Son responsables de 0.5-1.0 mil millones de casos de diarrea por año en niños menores de cinco años en África, Asia y Latinoamérica, y causan más de 3.5 millones de muertes. Usualmente, 50 a 60 por ciento de casos de gastroenteritis en niños que resulta en la hospitalización son causados por estos virus (Jawtz et al., 1996).

Reovirus y adenovirus son la principal causa de enfermedades respiratorias, gastroenteritis e infecciones oculares, y han sido aislados de las aguas residuales. Hasta la fecha, no hay evidencia de que el virus de inmunodeficiencia humana (VIH) y el virus que causa síndrome de deficiencia inmune adquirida (SIDA) pueden ser transmitidos vía el agua, aunque su presencia es considerada factible. Es posible que el VIH no ha sido detectado en agua porque la concentración es baja (Kadlec y Knight, 1996).

Con respecto a las recargas, los virus que han emigrado grandes distancias en acuíferos generalmente se aíslan. La migración horizontal varía entre 3 y 400 m, mientras la migración

vertical varía entre 0.5 y 30 m, dependiendo de las condiciones del suelo.

Aun teniendo bajos niveles de virus en las aguas residuales, estos pueden causar una infección o una enfermedad. No obstante, el agua residual contiene cientos de estos ya que algunos son más resistentes a la desinfección que las bacterias. Por lo tanto, el monitoreo de virus en el agua reciclada es muy importante. El tratamiento terciario, que consiste en coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección, es efectivo para remover virus.

Las bacterias son microorganismos de entre 0.2 y 10 µm de longitud, son unicelulares y pueden reproducirse y crecer solo bajo ciertas condiciones (por ejemplo, de temperatura, salinidad y pH). Las bacterias son ubicuas. Las especies forman colonias intestinales y son expulsadas en grandes cantidades ($>10^{12}$/g de excremento). Las bacterias entéricas, que viven o pueden vivir en los intestinos, y las patógenas representan el mayor riesgo.

2.1.2. Dosis infecciosa

La capacidad de un patógeno para infectar depende de una amplia serie de factores. Tanto el huésped como el agente patógeno son seres vivos y, por lo tanto, no todos los agentes patógenos afectan de la misma manera. Los datos sobre las dosis infecciosas no son muy precisos debido a que el agente infeccioso que causa enfermedad debe estar presente en cantidades suficientes y además, el individuo debe ser susceptible a la infección, lo cual dependerá de factores como el grado de inmunidad, la genética y la alimentación.

Por lo general, la dosis infecciosa para los organismos distintos a los enterovirus se determina exponiendo a un grupo de individuos o animales a diferentes dosis de microorganismos. Los estudios en seres humanos normalmente utilizan grupos voluntarios de jóvenes saludables, así que los resultados no son aplicables a otra población, como niños, personas de edad avanzada o con desnutrición.

En los países en vías de desarrollo, la población suele estar expuesta a condiciones de vida poco saludables y generalmente desarrolla fuerte inmunidad ante algunos tipos de microorganismos (bacterias patógenas), a pesar de la baja calidad de vida y de la falta de atención médica. Para poder determinar la dosis infecciosa de los microorganismos es necesario conocer su capacidad para formar colonias aglomeradas.

Un aspecto al cual se le ha dado poca atención es la exposición a diversos grupos de microorganismos en lugar de exposiciones a un solo microorganismo. La mayoría de los estudios son realizados utilizando patógenos aislados y cultivados en laboratorios, a pesar de que en la naturaleza siempre están mezclados con otros microorganismos y adaptados a las condiciones ambientales. En la Tabla 2.1 se muestran los datos sobre las dosis infecciosas de diferentes microrganismos reportados por diferentes autores.

2.1.3. Supervivencia de los patógenos en el medio ambiente

La presencia y supervivencia de patógenos en el medio ambiente es sumamente importante y más aún cuando el acuífero que ha sido re-

Tabla 2.1 Dosis infecciosa

Organismo	Dosis infecciosa	Referencia
Enterovirus	1-10 < 10	(Kadlec R, Knight R, 1996)
Campylobacter jejuni	10^6	(Kadlec R, Knight R, 1996)
Clostridium perfrigens	1 - 10^{10}	(Feachem R., 1983)
Escherichia coli (enteropatógeno)	10^6 - 10^{10} 100	(Crook J, 1998) (Gray N, 1994)
Salmonella typhi Otras especies de la Salmonela	10^4 - 10^7 10^5 - 10^7	(Kadlec R, Knight R, 1996) (Cooper R., Olivieri A., 1998) (Gray N, 1994)
Shigella dysenteriae	10	(Crook J, 1990)
Yersinia	10^9	(Kadlec R, Knight R, 1996)
Balantidium coli	25 - 100	(Kadlec R, Knight R, 1996)
Cryptosporidium parvum	1 - 10	(Rose J, 1992)
Entamoeba histolytica	10 – 100	(Crook J, 1998) (Kadlec R, Knight R, 1996)
Giardia lamblia	< 10 25 – 100	(Crook J, 1990) (Kadlec R, Knight R, 1996)
Hymenolepis nana	1	(Kadlec R, Knight R, 1996)
Trichuris trichiura	1	(Kadlec R, Knight R, 1996)

cargado con agua regenerada es utilizada para consumo humano. La supervivencia es muy variable para cada grupo y género y dependerá de los siguientes factores:

- La humedad. Un ambiente seco mata a los microorganismos
- La materia orgánica. Su presencia favorece la supervivencia de los patógenos
- Temperatura. Los patógenos presentan mayor resistencia a bajas temperaturas
- pH. La supervivencia de las bacterias es mayor en suelos alcalinos que en suelos ácidos
- Lluvia. La presencia de agua y un suelo saturado de agua favorecerá la movilidad de los patógenos
- Luz solar. La irradiación solar desinfecta
- Competencia entre los microorganismos

En la Tabla 2.2 se presenta el tiempo de supervivencia de algunos patógenos en un intervalo de temperatura de 20 - 30 grados centígrados.

Tabla 2.2 Supervivencia típica de patógenos

Patógeno	Tiempo de supervivencia, d	
	En agua residual	En suelo
Enterovirus	50-120	20-100
Coliformes termotolerantes	30-60	20-70
Especies de Salmonela	60-30	20-70
Especies de Shigela	10-30	10-20
Vibrio cholerae	10-30	10-20
Quistes de Entamoeba histolytica	15-30	10-20
Huevos de A. Lumbricoides	Muchos meses	Muchos meses

2.1.4. Indicadores microbiológicos

Para elaborar directrices acerca de la calidad microbiológica de las aguas residuales se examinan diferentes aspectos que determinan su posible reutilización, los cuales incluyen: la ausencia de microorganismos indicadores de contaminación fecal en las aguas residuales; la ausencia de excesos medibles de casos de enfermedades gastrointestinales en la población expuesta; determinación de un riesgo estimado, generado mediante un modelo (el riesgo estimado debe ser inferior al riesgo definido como aceptable). Varios estudios han confirmado que el primer aspecto (la ausencia de microorganismos indicadores de contaminación fecal) es un parámetro conservador y caro para proteger la salud de la población, así como uno muy difícil de aplicar en la práctica. Combinando el segundo aspecto (estudios epidemiológicos empíricos complementados por estudios microbiológicos sobre la transmisión de patógenos) con el tercero (una evaluación cuantitativa del riesgo basada en un modelo para determinados patógenos) se obtiene una poderosa herramienta de ayuda para desarrollar normas de regulación. Esta combinación genera un acercamiento más eficaz en cuanto al costo, comparada con el primer aspecto y protege adecuadamente la salud pública.

La determinación de coliformes como indicadores de contaminación de origen fecal del agua es una práctica establecida desde hace muchos años. En 1895 se propuso una prueba de *Escherichia coli* como índice para determinar la potabilidad del agua, lo que marcó el inicio del uso de coliformes como indicadores de patógenos, práctica que hasta hoy aplican muchos países para evaluar la contaminación sanitaria. Un problema con el uso de los coliformes fecales como indicador es que los virus, protozoos y huevos de helminto son más resistentes a la desinfección.

Las bacterias constituyen el grupo más importante de agentes patógenos contaminantes del agua. La causa más común de brotes epidémicos registrados, que han tenido su origen en la contaminación fecal, son las bacterias intestinales patógenas, como: *Salmonella typhi, Salmonella paratyphi y, en menor grado, Shigella spp., Vibrio cholerae, Clostridium spp. y Bacillus anthracis* (Gesche *et al.*, 2003).

Los estreptococos fecales son bacterias intestinales que pertenecen al grupo D de Lansfield y se encuentran en las heces de todos los mamíferos de sangre caliente. Dentro de los estreptococos fecales se encuentra el enterococo, que se caracteriza por el crecimiento a temperaturas de 10 ºC a 45 ºC, en un entorno de 6.5 por ciento de cloruro de sodio y un pH de 9.6. En 1983, la Agencia de Protección Ambiental (EPA) sugirió este subgrupo como un indicador útil para determinar la calidad del agua para uso recreativo, *debido a su permanencia en el medio ambiente, lo que lo hace útil para la reutilización del agua* (Dufour, 1984; Cabelli, 1983).

La bacteria *H. pylori* ha sido encontrada en fuentes de suministro de agua, contaminada por la infiltración de las aguas residuales; es un indicador para el uso de agua regenerada. Mazari-Hiriart et al. (2001) demostraron que cumplir con el nivel establecido de coliformes termotolerantes y de cloro residual (0.2 - 1 mg/L) no indica la ausencia de esta bacteria. Este organismo también ha servido como indicador en países desarrollados, como Suecia, donde ha sido detectada en aguas residuales y aguas de suministro, a pesar de los altos estándares de

calidad en el tratamiento del agua de este país (Hulten, 1998).

Clostridium perfringens ha sido encontrada en las heces, y recientemente, en el Reino Unido, ha servido como indicador de contaminación fecal. Se cuantifica fácilmente y es más resistente a la desinfección y a las condiciones ambientales que otros patógenos. *C. perfringens* forma una espora muy resistente, por lo que su presencia en las células vegetales indica una reciente contaminación, mientras que las esporas indican que ha disminuido la contaminación. Grabow (1990) cuestionó la utilidad de este microorganismo tanto en agua regenerada como para reúso debido a que, a pesar de ser resistente a la desinfección, el nivel inicial de contaminación suele ser bajo, lo que dificulta su detección, problema que solo las técnicas modernas pueden superar.

Los indicadores no solo se limitan a bacterias, se ha reportado una gran cantidad de virus presentes en las aguas residuales y en las aguas regeneradas y, como ocurre con las bacterias, es casi imposible contabilizar a todos. Los indicadores de bacterias no son utilizados para determinar la presencia de virus. Por lo tanto, los indicadores de virus deben utilizarse en caso de querer obtener agua para reúso. Sin embargo, los virus de interés son aquellos que infectan a los seres humanos; rara vez se presentan y si lo hacen, es en bajas concentraciones. Los virus pueden no ser detectados incluso cuando otros patógenos están presentes en el agua.

Los bacteriófagos, virus que infectan a las bacterias, tienen potencial como indicadores. Aunque no se han relacionado con enfermedades humanas y, por lo tanto, no tienen implicaciones para la salud, son fácilmente detectables. Por otro lado, los colifagos (bacteriófagos que infectan bacterias coliformes) han sido propuestos como indicadores virales debido a que siempre están presentes en las aguas residuales y son bastante abundantes, además de que su detección es relativamente barata y fácil (en 24 h). Otro posible indicador de enterovirus humano son los colífagos F^+ específicos, los cuales se encuentran en las aguas residuales en cantidades de 100 a 1 000 por mL; tienen una resistencia similar o mayor a factores ambientales y a la desinfección que los enterovirus humanos.

Los protozoos y huevos de helminto son considerados patógenos resistentes a la desinfección y sobreviven en condiciones ambientales. La ausencia de bacterias o enterovirus no indican la ausencia de protozoos. Este grupo es el que representa mayor problema en las aguas regeneradas debido a su tamaño pequeño y su resistencia, ya que se requiere aproximadamente 60 mW s/cm para inactivar al Cryptosporidium y 176 mW s/cm para Acanthamoeba (Maya et al., 2002), utilizando luz ultravioleta (UV). Actualmente, no hay protozoo que se considere un indicador ideal. El principal problema asociado con los protozoos es que las técnicas de detección para determinar su presencia son muy complejas. En cuanto a los helmintos, los Ascaris son utilizados como indicadores debido a su resistencia.

2.1.5. Técnicas analíticas microbiológicas

Establecer directrices microbiológicas para la calidad del agua regenerada es complicado debido a la complejidad de las técnicas para identificar y cuantificar los patógenos, además de que los análisis toman mucho tiempo, son costosos

y muy especializados. Además, en las aguas residuales hay una gran diversidad de microorganismos y las técnicas para los diferentes grupos de microorganismos son variables, por lo que la identificación y cuantificación de cada organismo son poco prácticas.

La cuantificación e identificación de los virus en aguas residuales es también difícil debido al bajo nivel de recuperación, la complejidad y el costo, además de que pocos laboratorios pueden realizar este tipo de análisis. Los laboratorios requieren en promedio 14 días para determinar la presencia o ausencia de virus en el agua y 14 días para identificarlos. Las técnicas combinadas con ADN facilitan la detección de virus. El límite de detección (LD) para los virus es de 0.01 unidad viral por cada litro (uv/L).

En el caso del agua regenerada, además de que es difícil determinar la presencia de virus, se han detectado concentraciones tan bajas, que es casi imposible cuantificarlos; aunado a esto solo se puede determinar la presencia de virus en el agua después de que esta ha infiltrado 24 m en el suelo. Por otro lado, la concentración final de los virus después de un tratamiento avanzado es generalmente baja: entre 0.002 - 2.3 uv/L (Asano, 1998).

La cuantificación de los protozoos en agua limpia o regenerada, al igual que los virus, presenta diversas dificultades debido a que la cantidad de la muestra (100-500 L) debe ser filtrada para retener los helmintos e identificar su especie.

2.1.6. Directrices basadas en aspectos microbiológicos

El número y el tipo de agentes patógenos varían en términos de espacio y tiempo, la tasa de incidencia de las enfermedades que afectan a la población, la época del año, el consumo de agua, el nivel económico y la calidad del agua. Del mismo modo, los efectos de los agentes patógenos tienden a ser muy variables, ya que van desde enfermedades gastrointestinales hasta infecciones más graves, como la hepatitis, el cólera y la meningitis.

Por tanto, cada región debe determinar los patógenos de mayor interés a partir de la población y el índice de enfermedades, lo cual no es una tarea fácil. La identificación de los agentes patógenos no es una práctica común en países en vías de desarrollo, además es difícil identificar el agente causante de las enfermedades gastrointestinales causadas por el agua, ya sea porque se carece de métodos analíticos o porque la oportunidad no se presenta. Incluso en los Estados Unidos, uno de los países con mayor potencial económico en el mundo, solo en 50 por ciento de los casos de enfermedades de origen hídrico se ha podido detectar el agente causal.

Entre 1970 y 1990, en Estados Unidos, se reportaron 589 000 casos de enfermedades transmitidas por el agua, siendo *Cryptosporidium* la más común (74 por ciento), mientras que para la amebiasis y la salmonelosis, comunes en los países desarrollados, las frecuencias fueron de <

0.1 por ciento y 0.5 por ciento (Sayre, 1988). En contraste, los niveles de amebiasis y salmonelosis en los países en desarrollo fueron de 15 por ciento y 4 por ciento, respectivamente.

2.2. Contaminantes físico-químicos

El riesgo a la salud con respecto a los químicos orgánicos es generalmente asociado con los efectos crónicos y con la toxicidad aguda. Esto es generalmente cierto cuando se habla de contaminantes emergentes en concentraciones traza, debido a que sus efectos peligrosos han sido parcialmente probados, lo que dificulta su evaluación. La falta de información y conocimiento hace que estos contaminantes todavía no estén regulados. La presencia de nitrógeno, fósforo y potasio son considerados problemáticos por ser nutrientes para los microorganismos. La presencia de nitrógeno en el agua regenerada se debe restringir cuando esta sea utilizada para recarga de acuíferos ya que puede contaminar el agua de los mantos freáticos.

Los metales pesados acumulados en el ambiente son dañinos tanto para las plantas como para los animales; su presencia está regulada para el agua regenerada y su reúso en servicios públicos y recarga de acuíferos.

2.2.1. Materia orgánica

Algunos compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales tratadas son fácilmente retenidos y descompuestos anaeróbicamente en el suelo. En esta degradación se pueden producir algunos ácidos fácilmente eliminables por percolación, y también ciertos ácidos volátiles e incluso algunos ésteres y éteres que no son siempre eliminados durante su paso a través del suelo. Es recomendable remover la mayor cantidad posible de materia orgánica presente en las aguas residuales durante su tratamiento en los reactores biológicos de las plantas de tratamiento.

Existen varios indicadores de la presencia de componentes orgánicos en el agua. Los principales parámetros que indican el contenido de materia orgánica son la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y el Carbono Orgánico Total (COT) (WHO, 2003). Compuestos específicos, como hidrocarburos órganoclorados, fármacos, pesticidas, se pueden determinar de forma individual usando técnicas cromatográficas.

2.2.2. Nitrógeno

La remoción de nutrientes es necesaria cuando el agua regenerada es descargada en cuerpos de agua con fines recreativos, cuando se utiliza para la recarga de aguas subterráneas, o cuando es reutilizada en otras aplicaciones. Los principales nutrientes de preocupación son el nitrógeno y el fósforo. Los métodos utilizados para el control de nutrientes pueden ser: procesos biológicos con remoción simultánea de materia orgánica y nutrientes o procesos físico-químicos con adición de reactivos químicos, intercambio iónico o procesos de separación con membranas.

Los sistemas biológicos convencionales generalmente remueven menos de 30 por ciento del nitrógeno total en las aguas residuales, por lo que se necesitan procesos de tratamiento adicionales para remover el nitrógeno hasta los límites máximos permisibles para varios tipos de reúso, como la recarga de acuíferos. En los sistemas biológicos convencionales se realiza bási-

Tabla 2.3 Nuevos compuestos de interés

Compuesto	
Fármacos	Nonil fenol
Estrógenos (naturales y sintéticos)	di-benzo-p-dioxina policlorado
Productos de cuidado personal	di-benzofuranos policlorados

camente una conversión de amoniaco a nitrato (nitrificación), y solo una pequeña cantidad de nitrógeno total (de 5 a 20 por ciento) se remueve debido a la bioasimilación, sorción y extracción con la biomasa del sistema.

Para lograr altas remociones del nitrógeno total, se utiliza sistemas con nitrificación-desnitrificación. El término nitrificación designa la etapa del proceso biológico en la que el amoniaco ($N\text{-}NH_4$) es oxidado a nitrito ($N\text{-}NO_2$) y el nitrito es oxidado a nitrato ($N\text{-}NO_3$). La reducción biológica de nitrato a óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) y gas nitrógeno (N_2) es llamado desnitrificación. La eliminación biológica de nitrógeno es generalmente más rentable y a menudo más utilizada que los métodos físico químicos.

El nitrógeno, el fósforo y el potasio son nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas, y su presencia en el agua aumenta su valor para el riego. En el caso del nitrógeno, cantidades excesivas en el acuífero limitan su uso como una fuente de suministro debido a los valores críticos establecidos para el control de la toxicidad aguda en los niños (Sayre, 1998).

2.2.3. Compuestos de interés o preocupación en el agua tratada (regenerada)

Los fármacos son encontrados en el ambiente mayormente por excretas de los humanos y los animales. Se ha reportado que los fármacos pueden generar toxicidad a niveles específicos en organismos acuáticos, como algas, moluscos, crustáceos y peces (Smital, 2008). Se ha observado que el triclosan causa toxicidad en el crecimiento de las algas (Orvos et al., 2002); la carbamazepina ha mostrado toxicidad aguda en algas, invertebrados y peces (Ferrari, 2004), y junto con el ibuprofeno y el ácido clofíbrico, se ha encontrado efectos sinérgicos en algas (Cleuvers, 2003). Por tal motivo, los productos farmacéuticos deben ser removidos del agua residual cuando se pretende reusar el agua regenerada en recarga de acuíferos, y sobre todo en el caso de la reutilización potable directa.

Las hormonas naturales también son motivo de preocupación. El estrógeno esteroide más poderoso es el 17β-estradiol excretado por vertebrados. Este estrógeno es una hormona femenina que es excretada tanto por hombres como por mujeres. En bajas concentraciones (menores a 10^{-4} μg/L), esta hormona produce efectos adversos en organismos acuáticos. Las hormonas naturales causan efectos en humanos solo en altas concentraciones, si bien, esto está aún en discusión. Estos compuestos son muy importantes cuando se habla de recarga de acuíferos o agua de reúso ya que se necesita aplicar tratamientos con nuevas tecnologías capaces de removerlos (Drewes, 2003).

Algunos agentes activos hormonales son llamados por algunos autores como 'disruptores endocrinos' (Benotti, 2009; Comerton, 2009); influyen en el sistema endocrino de algunas especies acuáticas. Se ha encontrado una clara re-

lación entre la presencia de estos compuestos y el desarrollo de cambios en numerosas especies animales, por ejemplo: cuando los peces están expuestos a algunos estrógenos se ha observado respuestas inesperadas en su sistema endocrino, lo que da paso a una producción reducida de testosterona. La problemática de la disminución de testosterona es que promueve una baja producción de esperma, la cual podría ser considerada como el parámetro clave para determinar la calidad y capacidad fecundante del esperma, que, a su vez, traerá como problema la baja generación de peces en un medio acuático (Runnalls, 2007).

Las recientes investigaciones mencionan que los productos de cuidado personal, como el shampoo, jabón, cosméticos, entre otros, pueden ser tóxicos para los organismos acuáticos, por lo que debe hacerse una serie de pruebas de toxicidad. Sin embargo, estas pruebas están limitadas, actualmente, a analizar exclusivamente el contacto con la piel o la ingesta. Se ha observado que los perfumes sintéticos contienen compuestos liposolubles, difíciles de degradar y que se han considerado como contaminantes ambientales persistentes. Estos productos químicos se han detectado en efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales en concentraciones de varios microgramos por litro (Heberer, Gramer y Stan, 1999). Lo que esto significa en relación con la salud humana aún no es claro debido a que no se conocen las dosis aceptables.

Dentro de la familia de los surfactantes se encuentran los denominados tensoactivos, considerados ecotoxicológicos. Las concentraciones encontradas en aguas residuales exceden en gran medida las concentraciones de efecto tóxico nulo para el medio ambiente acuático. Como ocurre con los productos de cuidado personal, los datos toxicológicos sobre la exposición crónica a los tensoactivos o detergentes en el agua potable son limitados. La toxicidad de los tensoactivos ha sido probada en pequeños mamíferos, y hasta el momento no se han reportado efectos teratogénicos, mutagénicos, cancerígenos, o efectos en el sistema reproductivo (Hutzinger, 1992). El nonilfenol, un subproducto de la biodegradación del detergente nonilfenol etoxilato, ha mostrado ser persistente y es considerado un disruptor endocrino al presentar daños en peces; sin embargo, aún no se han determinado posibles efectos sobre los seres humanos (National Research Council, 1998, 1999). Por lo tanto, no se puede decir con certeza si los tensoactivos

Tabla 2.4 Sugerencia de los valores para algunos compuestos presentes en el agua cruda para ser utilizada en la producción de agua potable

Sustancias antropogénicas con efectos biológicos conocidos	Valor máximo permisible, µg/L
Pesticidas y sus metabolitos	0.1*a
Sustancias activas endocrinas	0.1*
Fármacos	0.1*
Biosidas	0.1*
Otros compuestos orgánicos halógenos	0.1*
Evaluación de sustancias naturales no antropogénicas con efectos no conocidos	
Sustancias con baja biodegradabilidad, µg/L	1.0*b
Agentes sintéticos complejos, µg/L	5.0

*A menos que se necesite información toxicológica con valores bajos a Igual al valor estándar para agua potable

*b Si otra sustancia orgánica no natural ha pasado por pruebas toxicológicas, son considerados como inofensivos, valores de 1µg/L es justificado. Solo para agentes complejos y por razones técnicas, son aceptables temporalmente valores de 5 µg/L

deben ser incluidos en la lista de contaminantes de interés.

2.2.4. Directrices basadas en aspectos físico-químicos de calidad del agua

En las normas de calidad del agua de Estados Unidos, la Comunidad Europea y varios países del mundo se han establecido límites máximos permisibles de la concentración de los contaminantes considerados peligrosos y prioritarios, es decir: compuestos que presentan un riesgo significativo para el medio ambiente y la salud en las aguas superficiales. En la Comunidad Europea las normas van acompañadas de un inventario de vertidos y emisiones de dichas sustancias para establecer si cumplen o no los objetivos de reducción e interrupción. En los Estándares de Calidad Ambiental de la Comunidad Europea se han definido algunos límites de los compuestos prioritarios para cuando la fuente de agua es utilizada para producir agua potable. Actualmente, esta lista no incluye contaminantes como los productos de cuidado personal, fármacos, compuestos activos, disruptores endocrinos. Sin embargo, en la nueva Directiva del Parlamento Europeo referente a la calidad del agua se incluye un anexo con la lista de compuestos orgánicos de preocupación ambiental, que están presentes en el agua en muy bajas concentraciones, pero que pueden provocar efectos adversos a la flora y fauna y representar un riesgo para la salud humana. En el futuro se pretende ampliar esta lista con base en los resultados de los estudios realizados en este tema.

Igualmente, la Asociación Internacional de Trabajos de Agua en la Zona de Captación ha elaborado recomendaciones con respecto a la calidad del agua, los contaminantes y el uso potable. Algunos valores específicos de los límites máximos permisibles se presentan en la Tabla 2.4. Algunos valores corresponden a los estándares requeridos para agua potable, mientras que las sustancias no reguladas son limitadas tomando en cuenta el principio de precaución (Wintgens, Hochstrat, Kazner, Jeffrey y Melin , 2012).

2.3. Métodos para la evaluación de riesgos

2.3.1. Evaluación cuantitativa de los riesgos para la salud

Riesgo es la probabilidad de ocurrencia de daño al ser humano como consecuencia de su exposición a sustancias tóxicas o agentes peligrosos. La evaluación o análisis de riesgo a la salud se define como la caracterización de los efectos potenciales adversos a la salud humana, debidos a la exposición humana a peligros ambientales. Habiendo ya identificado y clasificado los riesgos, pasamos a analizar los mismos, es decir, se estudian la posibilidad y las consecuencias de cada factor de riesgo con el fin de establecer su nivel. La evaluación cuantitativa de los riesgos a la salud incluye los siguientes aspectos:

- Presencia de sustancias dañinas y microorganismos en el agua
- Dosis aceptables para no infección
- Estimación de la exposición para el reúso del agua

Para cuantificar el riesgo se necesita determinar la dosis de exposición a lo largo de la vida de un ser humano a un determinado contaminan-

Tabla 2.5 Pasos a seguir para la evaluación de riesgos

(a) Identificación del contaminante, descripción del efecto en la salud humana, asociado a la particularidad del contaminante
(b) Valoración de la dosis, caracterización de la relación entre la dosis administrada y la incidencia del efecto a la salud
(c) Valoración de la exposición, determinación del número de la población expuesta y el tiempo
(d) Caracterización del riesgo o integración de pasos, estimación de la magnitud del problema de salud pública

te clasificado como peligroso y multiplicar la dosis por un factor que expresa la potencia del peligro de la sustancia química. La dosis de exposición a lo largo de la vida es la cantidad de contaminante que ingresa al organismo de un individuo a lo largo de la vida, por unidad de peso corporal por día, a través de las diferentes vías de exposición (ingestión, inhalación o contacto dérmico). Los riesgos a la salud pueden ser calculados y comparados con los riesgos que son estandarizados para ser aceptables. El método de evaluación hace mención de diferentes tratamientos del agua para su reúso; esto significa que los riesgos calculados pueden ser utilizados para diseñar las instalaciones requeridas para obtener un buen nivel de tratamiento y así disminuir el riesgo. Las técnicas de modelación se basan en los riesgos cuantitativos, con estimaciones muy precisas a la exposición y riesgo, proveyendo datos necesarios utilizables. Matemáticamente, el riesgo se expresa en términos de probabilidad, como por ejemplo: 1×10^{-6}, lo que equivale a decir que se tiene una probabilidad de uno en un millón de que se presente un efecto desfavorable. Para compuestos carcinógenos, este es el valor que se ha establecido como riesgo aceptable.

La manera en la que la gente es expuesta a los contaminantes del agua dependerá de cómo el agua es utilizada. Los químicos y microorganismos pueden ser ingeridos de manera oral, por contacto con la piel o por inhalación de aerosoles. La ingestión directa es la ruta mayormente documentada y estudiada, mientras que la investigación sobre los efectos de exposición a través de la piel o por inhalación están restringidos a químicos u organismos específicos, además de que tienden a ser muy variables e incluso pueden ocurrir simultáneamente; es difícil o incluso imposible encontrar cuál de todas las rutas causa el riesgo. Debido a estas dificultades, la valoración de los riesgos cuantitativos está basada en el riesgo por ingestión oral, en datos relacionados con el agua potable y supone que el agua tiene contacto con el cuerpo solo a través del sistema digestivo. La cantidad de agua potable consumida por persona es de 2 litros diarios.

Para el caso de reúso industrial, irrigación u otros usos se determina el volumen del agua consumida. En la Tabla 2.5 se presentan los diferentes pasos a seguir para la cuantificación de los riesgos a la salud. El procedimiento fue desarrollado básicamente para la evaluación de los riesgos a la salud de químicos específicos, pero también puede ser utilizado para contaminantes microbiológicos.

2.3.2. Uso de estándares de calidad del agua para la evaluación de los riesgos

Uno de los métodos de evaluación de riesgos a la salud provenientes del agua regenerada es comparar la calidad del agua con los estándares existentes. Es decir, se necesita determinar en el agua regenerada la concentración de químicos y microorganismos para los cuales se conoce

que hay posibles riesgos y luego comparar dicha concentración con las concentraciones límite máximo permisible, especificadas en los estándares de calidad del agua. Las ventajas de utilizar estos estándares de calidad son:

- No se requieren análisis complejos
- Las regulaciones para el agua potable son fáciles de obtener
- Las regulaciones para el agua potable difieren muy poco de un país a otro

Este procedimiento está basado en la suposición de que el agua cumple con los estándares seguros y regulados, que protegen la salud pública. Sin embargo, en la realidad, el análisis es más complejo ya que estas normas no están desarrolladas para el reúso del agua.

Generalmente, la presencia de patógenos en agua potable es regulada por medio de pruebas para determinar la densidad de los microorganosmos utilizados como indicadores microbiológicos. Estos indicadores permiten identificar una posible contaminación en el agua por materia fecal. Un buen indicador microbiológico es el que cumple con los siguientes requerimientos (WHO W. H., 2003):

- Estar presente en el mayor número de heces fecales de humanos y animales de sangre caliente
- Ser fácilmente detectable con métodos simples
- No presentar crecimiento en aguas naturales
- Tener propiedades similares a los patógenos, ser persistente en el agua y no ser removido en una planta de tratamiento

Algunos patógenos son más resistentes a la desinfección que otros organismos indicadores. Por ejemplo, un agua que ha sido desinfectada no necesariamente estará libre de enterovirus y huevos de helminto o parásitos, lo cual significa que es difícil cumplir con todos los estándares de calidad requeridos y, a su vez, el cumplimiento no garantiza que el agua sea segura.

Para el establecimiento de normas y estándares químicos del agua potable se tienen que tener en cuenta diferentes aspectos. Existe un gran número de productos químicos peligrosos cuyo análisis es costoso y extendido en el tiempo. Por lo tanto, los estándares para el agua potable son un compromiso entre riesgo para la salud y la factibilidad de análisis de agua.

Las aguas residuales municipales contienen un gran número de los contaminantes prioritarios mencionados en la Tabla 2.3, de los cuales, algunos presentan actividad endocrina y posibles efectos adversos en los humanos; sin embargo, estos productos químicos no son regulados por las normas de agua potable. Por lo tanto, aunque los estándares de agua potable puedan ser utilizados como una referencia para estimar el riesgo para la salud, es importante estar conscientes de que este enfoque puede pasar por alto algunos riesgos.

2.3.3. Uso de modelos para evaluación del riesgo (modelos sistemáticos y probabilísticos)

Un modelo para evaluación de riesgo es un mecanismo que permite poner en práctica méto-

dos de análisis cuantitativo de riesgos a través de una estructura de cálculos matemáticos, en la cual se detectan las variables significativas de riesgo y se ponen en relación con el resto de las variables que afectan al proyecto de recarga artificial de acuíferos con aguas regeneradas, así como con las variables económicas sobre las que vamos a medir el nivel de riesgo, el beneficio y el valor actual neto. Los modelos de riesgo se desarrollan para medir la probabilidad de ocurrencia del riesgo y el impacto que el mismo tendría en nuestro proyecto. Este impacto se mide en el beneficio obtenido por la implementación del proyecto. Adicionalmente, un modelo de riesgos nos permitirá controlar y dar seguimiento del proyecto, comparando el valor en riesgo de las variables con el valor real incurrido finalmente, en el periodo sujeto a análisis.

La cuantificación de los riesgos a la salud incluye las etapas de identificación del riesgo, determinación de la exposición y las dosis de exposición a los compuestos dañinos. En la Tabla 2.6 se presentan las cuatro fases para determinar el riesgo aplicando un modelo sistemático.

Los modelos conceptuales pueden ayudar a predecir el impacto en la salud humana, en lo económico y en el medio ambiente. Las técnicas probabilísticas son una herramienta útil para esclarecer dudas. Las técnicas a utilizar pueden ser simples, como los métodos de momento, o complejas, como el análisis de Monte Carlo, que es, esta última, la técnica más utilizada. Se recomienda su uso cuando se tienen problemas complejos ya que puede ser acoplado a diferentes modelos. Este método tiene las siguientes características:

- Presenta información acerca de la probabilidad de distribución de cada parámetro o variable en el sistema
- Para cada cálculo y parámetro se utiliza una simulación
- Realiza el cálculo según el modelo conceptual para cada análisis determinado, ya sea estático o dinámico
- Guarda el resultado de la aplicación del modelo y repite el proceso hasta que se complete el cálculo, determinando el número específico de iteraciones del modelo

El análisis de riesgo es básicamente una herramienta matemática que es de uso práctico; sus modelos predictivos son accesibles y cuantitativamente estimados por medio de distribuciones probabilísticas.

Tabla 2.6 Modelo sistemático en 4 fases

Fase 1 Búsqueda	Formulación del problema	Incluye objetivos generales, así como niveles aceptables de riesgo (probabilidades de infección)
	Identificación del compuesto peligroso	Identificación de agentes potencialmente dañinos o que puedan causar un riesgo a la salud
Fase 2 Investigación de escritorio	Complejidad del modelo	Factores importantes que determinan la valoración de la enfermedad y el riesgo Regulaciones locales, posibles alternativas tecnológicas para su eliminación
	Variables desconocidas	Requerimientos estimados (parámetros) Enfoques probabilísticos (técnica de Montecarlo)
Fase 3 Adquisición de datos confiables		Validación de hipótesis y datos
Fase 4 Análisis del escenario de evaluación de riesgos		Consecuencias del análisis

3

Evaluación del impacto de la recarga del acuífero

En este capítulo se describen cuestiones sociales, económicas y ambientales en el manejo del agua subterránea y los elementos que integran la evaluación del impacto ambiental. Se presenta una serie de ayudas para la instalación de los sistemas de recarga de acuíferos y para la evaluación del impacto a la salud de dichos sistemas.

3.1. Cuestiones sociales, económicas y ambientales en el manejo del agua subterránea

En México, el balance de la disposición del agua subterránea refleja en principio una gran disponibilidad de agua en el subsuelo; sin embargo, gran parte de los principales acuíferos del país se encuentran seriamente sobreexplotados. Anualmente se infiltra al subsuelo solo el 1.9 por ciento del agua de lluvia que podría recargar los acuíferos, de tal forma que reciben 78.5 mil millones de metros cúbicos de agua dulce renovable y se les extraen por medio de pozos, norias, galerías filtrantes y manantiales 27.5 mil millones de metro cúbicos. En cuanto a las aguas subterráneas, el país se divide en 653 acuíferos o unidades hidrogeológicas, conforme a lo publicado en el Diario Oficial de la Federación, el 5 de diciembre de 2001. La importancia del agua subterránea queda de manifiesto al considerar que 70 por ciento del volumen que se suministra a la población, 33 por ciento del total que se destina a la agricultura y 62 por ciento del que utiliza la industria tienen ese origen. Desde la década de los años setenta ha venido aumentando sustancialmente el número de acuíferos sobreexplotados, ya que de ellos se extrae casi 60 por ciento del agua subterránea para todos los usos.

Gran parte de las necesidades humanas de agua se cubren con agua subterránea. La agricultura ocupa el primer lugar en el uso de este tipo de agua, seguida por la industria, que, en ocasiones, la consume de forma gratuita o a un precio altamente subsidiado. Las necesidades del hogar (beber, higiene y preparación de alimentos) son una tercera necesidad que deben cumplir los recursos hídricos subterráneos.

La disponibilidad de los recursos hídricos, su uso y gestión será determinada por una serie de condiciones que se encuentran en constante cambio, es decir, de manera demográfica, geográfica, por la distribución de los asentamientos humanos, el aumento de la demanda local de agua y una mayor disponibilidad de avances tecnológicos para poder implementar la desalinización y la reutilización del agua.

La participación del sector privado en la gestión del agua subterránea ha aumentado, ya que se ha observado que debido al aumento en su demanda, el precio aumenta. Así, dada la sobreexplotación, el sector privado también se ha encargado de investigar e implementar nuevas tecnologías para la captación y recarga de acuíferos.

La optimización de los recursos hídricos globales con miras al desarrollo sustentable debe abordar distintos factores hidrológicos en los planes de manejo, considerando las distintas actividades humanas y sus posibles efectos puntuales o zonales sobre el recurso hídrico. Actualmente existe un consenso creciente en torno a la necesidad de evaluar los efectos sobre la salud, por lo que se han escrito leyes internacionales y acuerdos jurídicos vinculantes, incluyendo evaluaciones de impacto a la salud, en el marco de las políticas de gestión del recurso. (El Tratado de Amsterdam de la Unión Europea, Art.152; Declaración de la Tercera Conferencia Ministerial sobre el Medio Ambiente y de la Salud).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) declaró que: La salud ambiental comprende aquellos aspectos de la salud humana, incluida la calidad de vida, que son determinados por factores químicos, físicos, biológicos, sociales y psicosociales en el entorno. También se refiere a la teoría y práctica de evaluar, corregir, controlar y prevenir aquellos factores en el medio ambiente que pueden afectar adversamente la salud de las generaciones presentes y futuras.

Esta definición ilustra claramente la necesidad de integrar los resultados de las evaluaciones de impacto ambiental y en la salud, debido a que es la única manera de incorporar la protección de la salud, al mismo tiempo que se promueve el desarrollo de políticas.

La Carta de Ottawa para la Promoción de la Salud (1998) establece que: La promoción de la salud es el proceso que permite que las personas incrementen y mejoren su salud. Para alcanzar un estado de completo bienestar físico, mental y social, el individuo o grupo debe ser capaz de identificar y realizar sus aspiraciones, satisfacer sus necesidades y cambiar o adaptarse al medio ambiente. La salud es, por lo tanto, considerado como un recurso para la vida diaria. La salud es un concepto positivo que acentúa los recursos sociales y personales, así como las capacidades físicas. Por lo tanto, la promoción de la salud no es solo responsabilidad del sector de salud, sino que va más allá, hasta los estilos de vida saludables y que generan bienestar.

Con respecto a este mismo tema, la Directora de la Organización Panamericana de la Salud declaró que: No es suficiente mirar los resultados de salud. Uno debe mirar aquellas condiciones sociales que determinan los resultados de salud. Es de fundamental importancia que en los debates sobre la equidad, entendamos la diferencia entre las disparidades en el estado de salud y las disparidades en los factores determinantes de la salud que provocan estas desigualdades o inequidades de salud. (Alleyne, 2000).

Evidentemente hay un acuerdo internacional general sobre el concepto de evaluación de impacto ambiental y de salud. Sin embargo, las institucionales a nivel local no cuentan con la capacidad de hacer tales evaluaciones y mucho menos para llevar el resultado hacia la formulación de políticas.

3.1.1. Función de la salud en la comunidad

La evaluación del impacto en la salud puede describirse como la estimación de los efectos de cualquier acción específica (planes, políticas o programas) en un entorno determinado sobre la salud de una población definida. Por lo tanto, la evaluación del impacto en la salud es un componente integral de:

- Una evaluación ambiental estratégica de los procedimientos de planificación a gran escala
- Evaluación de impacto ambiental para proyectos específicos
- Evaluación ambiental

Estos tres procedimientos comparten varias etapas clave y medidas de seguimiento. La implementación de un adecuado procedimiento de evaluación durante una evaluación preliminar limitada de opciones de política puede lograr muchas metas a bajo costo y gran beneficio para la comunidad. Sin embargo, aun en su forma básica, los procedimientos de evaluación pueden ser complejos.

El uso de las aguas subterráneas para la producción de agua potable, así como para el riego de cultivos de diversos productos alimenticios (algunos de los cuales se consumen crudos) hace imprescindible la evaluación de los riesgos a la salud, independientemente del tipo de recarga. Es necesario y recomendable abordar la gestión de las aguas subterráneas en general y hacer una evaluación del impacto sanitario de las opciones de gestión, sobre todo donde existen limitaciones territoriales con respecto al uso del agua y que están relacionadas con las cuestiones sociales, económicas y ambientales.

La calidad química y microbiológica de las aguas subterráneas está ligada con los acontecimientos que ocurren por encima del acuífero. Algunos de los factores que pueden influir en la calidad de las aguas subterráneas son:

- La deposición atmosférica de partículas pequeñas
- Precipitaciones contaminadas
- Aguas pluviales no tratadas
- Escorrentía agrícola contaminada
- Aguas residuales sin tratar o parcialmente tratadas provenientes de fuentes municipales e industriales
- Derrames accidentales
- Residuos peligrosos dispuestos de manera inapropiada

Con respecto a la contaminación química, esta puede originarse en sitios alejados de los acuíferos, y aún así, contaminar las aguas subterráneas. Además, algunos tipos de contaminación química son irreversibles, lo que impide el uso previsto del acuífero durante muchas décadas. La intrusión de un contaminante específico, como lo es el agua de mar, es una preocupación particular en algunas zonas debido a la salinización ya que es considerada irreversible.

Actualmente, la falta de atención institucional a la gestión del agua subterránea y del agua superficial ha dificultado la recopilación de datos ambientales adecuados y de información sobre los resultados de evaluación al impacto en la salud. La falta de experiencia ha provocado nuevas incertidumbres en la orientación, formulación e implementación de políticas.

La complejidad de llevar a cabo evaluaciones de impacto hace necesario que los profesionales de la salud incrementen sus conocimientos en nue-

vas áreas. Por ejemplo, la evaluación de los posibles efectos sobre la salud de la contaminación planificada o accidental de las aguas subterráneas requiere que los profesionales de la salud adquieran nuevos conocimientos sobre toxicología, así como tener conocimiento de técnicas modernas de laboratorio e interpretación de datos.

3.1.2. Importancia de una política en términos de agua subterránea

Las aguas subterráneas son utilizadas en diversas necesidades:

- Agricultura: es el uso de mayor consumo de agua subterránea; se estima que 90 por ciento de todas las extracciones de agua son destinadas al riego agrícola
- La industria: segundo mayor consumidor de agua subterránea; con frecuencia utiliza el agua potable de forma gratuita o a un precio muy subsidiado
- Necesidades en el hogar: principalmente para beber, higiene y para la preparación de alimentos
- Ambiente natural: las aguas subterráneas son fuente principal para las aguas superficiales y los humedales, que representan un amortiguador efectivo contra las sequías

El agua subterránea también es utilizada para necesidades de la comunidad, tales como el riego de las zonas comunes y suministro al cuerpo de bomberos. La gestión de los recursos hídricos es un área en plena evolución; el desarrollo de políticas o normas en este ámbito debe tener en cuenta una vista a futuro, incluyendo temas como los siguientes:

- *Efecto de las fuerzas globales:*
  La disponibilidad de fuentes de agua, su uso y gestión estará determinada por una serie de fuerzas globales. Estas fuerzas incluyen cambios rápidos de las condiciones demográficas, amplia distribución geográfica de los asentamientos humanos, mayor demanda de agua y una mayor necesidad de tecnología avanzada, como la desalinización y el reúso del agua
- *Participación del sector privado:*
  Con el tiempo, el sector privado mostrará un mayor interés en la gestión del agua subterránea debido a que se incrementará la demanda para satisfacer sus necesidades. Esto, a su vez, afectará el precio del agua. A medida que el precio del agua aumente, la demanda de la explotación de las aguas subterráneas también lo hará, y la investigación e implementación de nuevas tecnologías para la captación y recarga de acuíferos irá a la par
- *El deterioro de la calidad del agua:*
  Se espera que la calidad del agua subterránea se vea deteriorada debido al resultado de varios factores. Sin embargo, esta problemática no está recibiendo la atención adecuada, ya que se carece de experiencia e instalaciones para la realización de evaluaciones de la calidad del agua del acuífero. La falta de inversión impide evaluar el impacto de las fuentes difusas de contaminación, e impide una comprensión de la relación entre las fuentes de contaminación y la calidad del agua subterránea
- *La contaminación que afecta al agua subterránea puede originarse por aire o desde la superficie:*

El uso excesivo del agua subterránea en cultivos está provocando una disminución en el nivel freático, mientras que los cambios en el flujo del agua subterránea llevan contaminantes hacia áreas no contaminadas. Por otra parte, el creciente uso de agua embotellada (mucha de la cual es agua de manantial, y por lo tanto de los acuíferos) es una tendencia que se está extendiendo en los países o regiones más pobres, con lo que se establece un nuevo escenario de exposición que requiere evaluación de la salud ambiental y la vigilancia adecuada

- *Aspectos financieros:*
  La recarga de acuíferos con agua regenerada puede implicar importantes inversiones, al necesitar un tratamiento previo de las aguas residuales, es decir, antes de ser utilizadas con fines de recarga. Esto podría, a su vez, requerir la construcción de nuevas plantas de tratamiento de aguas residuales, su modernización (cuando son antiguas) y su mantenimiento, todo ello para cumplir los estándares necesarios. Procesos costosos como la desalinización, pueden imponer otra forma de gestión de los recursos hídricos y establecer ciertos requerimientos financieros
  Aspectos financieros como el acceso a un financiamiento y posible inversión es clave para abordar la crisis del agua. La tendencia actual de privatización de los servicios de agua puede dar lugar a un acceso determinado a los mismos, el cual estará dado por las estrategias económicas impulsadas por el mercado, en lugar de por el reconocimiento de un derecho universal de acceso al agua. Por tanto, es crucial implementar un marco regulatorio sobre la gestión de los recursos hídricos
- *Legislación:*
  La legislación de las aguas subterráneas se ha descuidado en comparación con las aguas superficiales. Los marcos regulatorios son variables, y a menudo se dividen en grupos autónomos en términos de agua potable, agua en la industria y en la agricultura
- *Nuevas tecnologías:*
  La recarga artificial requiere la aplicación de tecnologías avanzadas para evitar efectos adversos a la salud, sobre todo cuando el objetivo final es la producción de agua potable. Es necesario efectuar una evaluación preliminar de las opciones técnicas para la recarga de los acuíferos, además de estar incluida en cualquier plan de gestión del agua. Por ejemplo, la recarga natural podría ser una opción alternativa viable a un costo significativamente menor en comparación con la recarga con aguas residuales, pero requerirá una planificación cuidadosa con respecto al uso del suelo

3.1.3. Aspectos de salud de la política del agua subterránea

Los impactos en la salud causados por la escasez o deterioro de la calidad del agua subterránea pueden clasificarse en tres categorías:

- *Los relacionados con la salud física:*
  Enfermedades transmisibles (contaminación microbiológica) y no transmisibles (contaminación química)

Higiene deficiente causada por la escasez de agua
Uso de agua no potable
Alimentos cultivados usando agua contaminada
Enfermedades relacionadas con la contaminación y posibles efectos sobre las generaciones futuras (daño en el sistema endocrino, posible esterilidad)

- *En los servicios de cuidados a la salud*
  Incremento del cuidado de la salud
  Movilidad de los servicios de cuidado, vigilancia, laboratorio y costos de expertos
- *En el bienestar social*
  Efectos en los ingresos, empleo y nivel socioeconómico (industrial y agroindustrial basados en el agua subterránea como principal fuente)
  Efectos en el reasentamiento y la migración (migración relacionada con la escasez de agua, el aumento de zonas urbanizadas)
  Inversión continua necesaria para la gestión de las aguas subterráneas (desarrollo, implementación y mantenimiento de la recarga de acuíferos y en las plantas de tratamiento de agua)

Por tanto, una inversión inteligente en el manejo de las aguas subterráneas es una inversión en la salud pública. En la Tabla 3.1 se resumen los beneficios de invertir en la gestión de las aguas subterráneas, así como los posibles problemas que se derivan de la falta de este tipo de inversión.

Es importante recordar que el concepto de salud ha evolucionado para incluir no solo la ausencia de enfermedad, sino también para promover una buena salud. La implementación de este amplio concepto requiere una evaluación al impacto de cualquier desarrollo, abarcando todos los aspectos del bienestar humano, basándose en principios que definen una política para la gestión de los recursos hídricos tales como:

- Los determinantes de la salud se pueden definir como la variedad de factores personales, sociales, económicos y ambientales que determinan el estado de salud de un individuo o de una población definida
- Coordinación de acciones para mejorar la salud mediante la cooperación multidisciplinaria y de diversos sectores, así como un profundo conocimiento de estos y su normativa y reglamentos específicos

Tabla 3.1 Beneficios y consecuencias potenciales con respecto a la inversión en la gestión de las aguas subterráneas

Beneficios potenciales de la inversión en la gestión del agua subterránea	Consecuencias potenciales al no invertir en la gestión del agua subterránea
El aumento de la prosperidad fomenta una población sana y contribuye a una economía vibrante	Carencia de políticas, programas y proyectos para la evaluación del impacto
Reducción de gastos tanto en salud como en temas sociales	Impacto adverso en la salud
Estabilidad y bienestar social.	Tendencia a ignorar los programas de control de enfermedades
	Falta de fondos para investigar el impacto en la salud

- La protección de la salud humana reduce la carga socioeconómica y la mala salud
- Las políticas deben incluir una reducción de costos en el sector del cuidado a la salud
- Mejorar los resultados de salud mediante el fortalecimiento de la productividad a lo largo de la vida
- La salud y el bienestar son componentes esenciales del desarrollo sostenible
- La conciencia pública sobre los efectos sanitarios de las actividades ambientales es cada vez mayor
- Planificar políticas para la salud requiere la experiencia de un equipo multidisciplinario basado en la idea de que nadie es imprescindible, pero se necesita de todos
- La evaluación del impacto en la salud ambiental es un elemento esencial de toda investigación
- Los cambios en los determinantes ambientales y sociales de la salud proporcionarán un incentivo para el sector salud con el fin de revisar la prestación de sus servicios y mejorar el rendimiento y la eficiencia

3.1.4. Cuestiones económicas del agua subterránea

Cuando se habla en términos económicos del agua subterránea, es importante saber que el valor de un recurso en términos monetarios dependerá de lo que uno puede hacer con él y de su escasez. Así, el valor económico del agua subterránea en un acuífero específico se deriva del uso que se le puede dar, así como de su disponibilidad y calidad local en comparación con el agua superficial.

Un acuífero en una región con abundante agua superficial no contaminada generalmente tendrá menor valor económico que un acuífero ubicado en una región donde el agua superficial está contaminada o en una región árida, sin recursos alternativos.

El valor económico del agua subterránea se origina en los beneficios que genera o en los servicios que proporciona (Tabla 3.2). En muchas regiones del mundo, el valor económico del agua subterránea está aumentando debido al crecimiento poblacional y al desarrollo económico (y, por ende, al aumento de la demanda de agua), y también a causa de la contaminación de cuencas de agua superficial y, cada vez más, a la variabilidad climática y a la necesidad de contar con un recurso a prueba de sequías.

El valor económico de un recurso específico de agua subterránea está determinado por su uso prospectivo. Ante la ausencia de un precio de mercado para el agua subterránea, los economistas a menudo miden su valor por la disposición del usuario a pagar por una cantidad y

Tabla 3.2 Valores del agua subterránea según cada grupo interesado

Tipo de valor	Servicio de agua subterránea
Valor de uso	• Agua potable • Suministro para riego y uso industrial • Uso recreativo
Valor de no uso	• Potencial de uso incierto • Existencia para generaciones futuras
Valor indirecto (para ecosistemas)	• Descarga a ecosistemas • Descarga a ríos y lagos

calidad específicas de abastecimiento (Kemper y Foster, 2006).

El impacto ambiental que puede sufrir el acuífero en el tiempo está dado por la contaminación, la cual puede ser:

- Intencional. Incluye todas las actividades autorizadas y sistemas diseñados para utilizar el subsuelo, incluyendo la disposición (tanques sépticos o sumideros de drenaje)
- Incidental. Incluye actividades planificadas que ocasionan descargas descontroladas al subsuelo, tales como el cultivo agrícola
- Accidental. Incluye sistemas diseñados para evitar la descarga subterránea, por ejemplo: tanques de almacenamiento de líquidos químicos
- Clandestina. Esta categoría está constituida por toda actividad ilegal, no autorizada, que causa o puede causar la generación de una carga contaminante al subsuelo

3.2. Evaluación preliminar del impacto ambiental y los riesgos para la salud

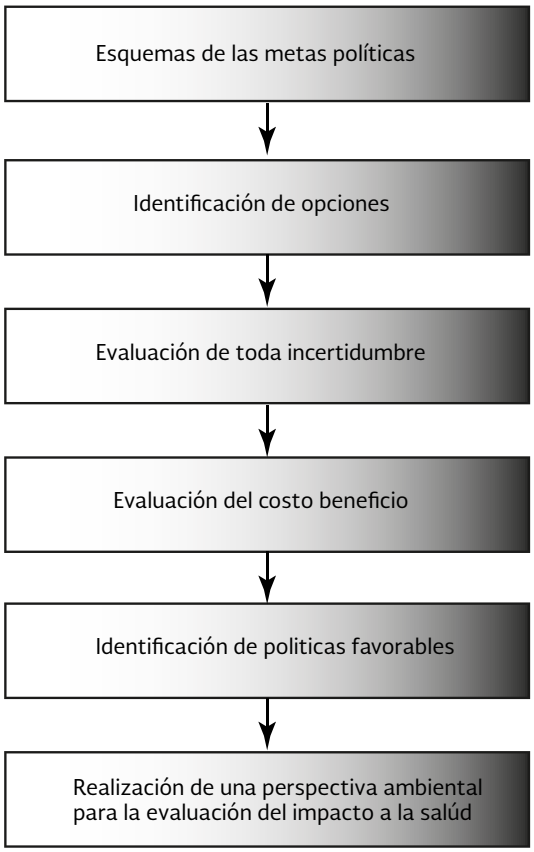
En el caso de la recarga de acuíferos con agua regenerada, es importante hacer un análisis de costo-beneficio debido a que los costos involucrados en la implementación de sistemas de recarga, mantenimiento de equipo y de las instalaciones tienden a ser altos. Se recomienda una evaluación preliminar del impacto a la salud ambiental como primer paso para la creación de una fuente de agua como una opción nueva. El objetivo es evaluar todas las opciones, es decir, la recarga natural, artificial, recarga con agua regenerada. La evaluación debe considerar los riesgos y beneficios para la salud, y una posible reducción de los costos. Los antecedentes o datos históricos de la región pueden ser útiles ya que el conocer la incidencia de enfermedades relacionadas con el agua, especialmente en áreas donde se utiliza sin previo tratamiento, ayudará a evaluar si existe algún perjuicio sobre las áreas agrícolas. Una evaluación del impacto a la salud del medio ambiente debe ser abordada desde un punto de vista técnico y económico.

Como se muestra en la Ilustración 3.1, la evaluación preliminar deberá seguir un camino por etapas, de acuerdo con los procedimientos estandarizados para los análisis de costo-beneficio (Layard, 1994).

Las normativas nacionales e internacionales relacionadas con la gestión de las aguas subterráneas se han formulado en diversos foros, y generalmente han sido bien recibidas por la comunidad mundial. Sin embargo, son los municipios, las comunidades, los agricultores y los fabricantes quienes se ocupan de la gestión de los recursos hídricos. El manejo adecuado de las políticas y el procedimiento de gestión de las aguas subterráneas depende, pues, de estos grupos de interés, los cuales frecuentemente son también responsables de la planificación del uso del suelo y el manejo de las aguas residuales.

Es necesario definir objetivos para los problemas actuales y futuros relacionados con la gestión de los recursos hídricos, teniendo en cuenta la escasez y el deterioro de la calidad del agua destinada para el consumo humano, la agricultura, la industria o con fines comunitarios.

Ilustración 3.1 Etapas de la evaluación preliminar



La demanda es componente inevitable de cualquier política relacionada con los recursos hídricos; además, en el establecimiento de políticas, es importante identificar las diferentes opciones de gestión antes de seleccionar la final.

La fuente de agua subterránea favorece la producción de agua potable. Sin embargo esto se puede ver amenazado si existe una contaminación por componentes persistentes, ya que dicha contaminación podría ser irreversible. En este caso, se requiere una evaluación de salud ambiental más compleja.

Los recursos hídricos subterráneos utilizados para satisfacer necesidades distintas a la producción de agua potable (industrial, de riego o usos comunitarios) pueden tener diferentes niveles de contaminación que se consideren aceptables para el fin previsto. Las normas de calidad para dichos usos tienen que ser establecidas por las autoridades locales, basándose en las directrices mundiales. Es necesario el monitoreo de los sitios donde la contaminación fue originada y cumplir con las políticas de aguas subterráneas. En la Tabla 3.3 se resumen las posibles causas de estrés hídrico o deterioro de la calidad del agua.

Es necesario enfocarse en la problemática del agua aun cuando la escasez de agua no es un problema actual en todos los países. La futura demanda tanto en cantidad como en calidad magnifican su

Tabla 3.3 Causas potenciales al deterioro de la calidad del agua

Tipo de problema	Causas	Amenazas
Contaminación antropogénica	La inadecuada protección de acuíferos vulnerables donde las industrias vierten sus descargas	Patógenos, N-NO_3, N-NH_4, Cl, SO_4, B, metales pesados, hidrocarburos
Extracción excesiva	La salinización de las aguas subterráneas provoca contaminación de las aguas dulces del acuífero	Principalmente Na y Cl, y posibles contaminantes antropogénicos persistentes
Contaminación en la entrada a los pozos	Mal diseño de la obra civil, que permite la contaminación directa de las aguas superficiales o de poca profundidad	Principalmente patógenos
Contaminación de origen natural	Disolución de minerales por excesiva extracción de agua subterránea	Principalmente Fe y F, y en ocasiones: Mn, Al, Mg, SO_4, Se

importancia. Es recomendable conocer datos sobre la salud de la población, en particular sobre la mortalidad y la morbilidad, ya que se sospecha que pueden estar relacionadas con la escasez de agua, con enfermedades causadas por la falta de higiene y con la contaminación por patógenos. También debe incluirse información sobre la salud con respecto al crecimiento industrial y la evolución de los mercados de productos agrícolas.

Los resultados requeridos pueden obtenerse realizando una retrospectiva a la evaluación del impacto a la salud de la población y los datos relacionados con la escasez de agua. Los datos de la salud y el ambiente recolectados en esta etapa también serán importantes para las etapas siguientes, particularmente en la etapa de evaluación del costo-beneficio. En los estudios básicos ambientales se incluye el monitoreo, el cual es necesario en esta etapa para evaluar la escasez de agua. Estos estudios deben incluir también la determinación de la capacidad de almacenamiento y el flujo de los acuíferos.

En la última etapa puede ser necesario realizar estudios ambientales más complejos para identificar opciones, particularmente relacionadas con la contaminación del recurso. En casos extremos, la contaminación de un acuífero, sobre todo por los contaminantes persistentes, impedirá cualquier recarga futura.

3.2.1. Identificación de opciones

La evaluación ambiental en el sitio específico de los acuíferos es un requisito previo para la evaluación de las opciones de recarga. En el caso de acuíferos extensos, la evaluación ambiental debe realizarse de manera regional. La evaluación debe ser preferiblemente tomando el acuífero como cuenca ya que esto le dará una mejor entendimiento en términos del desarrollo sostenible.

En esta etapa, las características importantes del acuífero a evaluar son:

- naturaleza de almacenamiento del acuífero
- procesos de recarga de las aguas subterráneas y tasas de recarga
- vulnerabilidad o con problemas de eficiencia del subsuelo en la atenuación de contaminantes

Estas características se analizan en detalle a continuación.

Naturaleza de almacenamiento del acuífero

Esto se refiere a las propiedades hidráulicas (permeabilidad, capacidad de almacenamiento) y a las propiedades de volumen del reservorio, (espesor efectivo y extensión geográfica). Esta evaluación dará información acerca de la capacidad de autopurificación del acuífero o autolimitación de la contaminación. También ayudará a verificar si la recarga del acuífero podría ser una parte útil en la demanda de agua subterránea.

Procesos de recarga de las aguas subterráneas y tasas de recarga

Los procesos a considerar incluyen la infiltración del suelo, como recarga directa, y la recarga indirecta con zanjas sobre el flujo del agua en la zona de recarga. Este tipo de datos son de gran utilidad para explorar los vínculos entre las tasas de recarga, el uso del suelo y la calidad del agua final. El deterioro de la recarga puede ser debido al cambio del suelo, fuentes de contaminación antropogénica y otros problemas potenciales. Los datos de la dirección del flujo son útiles para identificar las fuentes de contaminación, además, pueden ser utilizados en estudios de exposición en un futuro. El caudal ayuda a saber si se necesita vigilar la salud ante alguna amenaza en particular, entre la población que utiliza el agua para riego agrícola o con fines generales de la comunidad.

Es importante evaluar todas aquellas acciones destinadas a mejorar la recarga natural. En ocasiones, la mejora de la recarga natural puede costar menos que la implementación de la recarga artificial. La recarga artificial por inyección requiere energía adicional para el bombeo y la construcción de nuevos pozos (a menos que el mismo pozo sea utilizado para la recarga y el abastecimiento). Es necesario tener en cuenta la fuente de recarga, es decir, si es agua regenerada, y si el propósito final es el suministro para consumo humano, así como el costo de la construcción, el seguimiento y la administración de las instalaciones.

Vulnerabilidad o con problemas de eficiencia del subsuelo en la atenuación de contaminantes

La evaluación de la vulnerabilidad o de la eficiencia del subsuelo puede requerir evaluar los perfiles del suelo y determinar las características hidrológicas. La acción del subsuelo puede ayudar a revertir la contaminación del agua, lo que permitiría que el acuífero cumpla con las normas de calidad del agua. La recarga del acuífero solo puede llevarse a cabo si las defensas naturales están intactas y si se implementa una apropiada zona para el acuífero.

Evaluación del riesgo de contaminación del acuífero

Para la evaluación del riesgo de contaminación del acuífero generalmente se efectúa un proceso secuencial que incluye: la caracterización del acuífero y un análisis de vulnerabilidad de este, los cuales son utilizados para evaluar el riesgo asociado al desarrollo de actividades de distintos tipos. Evaluar la vulnerabilidad a la contaminación de un acuífero implica conocer con detalle las características hidrogeológicas de la zona de interés.

Asimismo, también se recomienda una evaluación de impacto en la salud ambiental preliminar con el objetivo de evaluar las opciones políticas (por ejemplo, la recarga natural, recarga artificial, recarga mediante reciclado agua y desalación). La evaluación debe considerar los

beneficios potenciales para la salud, así como los riesgos, maximizar los beneficios y reducir los costos. Una evaluación de impacto en la salud del medio ambiente debe ser abordada desde un punto de vista tanto técnico como económico.

Los efectos en la salud causados por la escasez o deterioro de la calidad de las aguas subterráneas se pueden organizar con respecto al medio ambiente relacionado con la salud física:

- Transmisibles (contaminación microbiológica) y no transmisibles (contaminación química) enfermedades
- poca higiene personal causada por la escasez de agua
- posibles cultivos contaminados debido al agua de riego utilizada
- enfermedades con efectos sobre las generaciones futuras (endocrino)

Cuando nos referimos a que el agua superficial o subterránea está contaminada, es cuando la composición o estado de sus aguas han sido modificadas directa o indirectamente por el hombre y se ve alterada para los usos posibles en su estado natural. Los recursos hídricos de diferentes regiones están afectados por distintos problemas relacionados con la disponibilidad, calidad y uso con demanda creciente, principalmente para riego y consumo humano.

Tanto en los países desarrollados como en vías de desarrollo se tiene la responsabilidad de reducir los riesgos para la salud que causa la ingesta o el consumo de agua extraída de los pozos promoviendo una calidad aceptable.

El uso de las aguas subterráneas para la producción de agua de consumo y el cultivo de una variedad de productos alimenticios, de los cuales algunos se consumen crudos, hacen que sea imprescindible una evaluación de los riesgos para la salud.

La calidad química y microbiológica de las aguas subterráneas está íntimamente ligada a los acontecimientos que ocurren por encima del acuífero, los cuales son factores que pueden influir en la calidad de dichas aguas tales como: la deposición de partículas atmosférica, precipitaciones contaminadas, aguas pluviales, escorrentía agrícola contaminada, aguas residuales municipales parcialmente tratadas o sin tratar, las fuentes industriales, los derrames accidentales y residuos vertidos ilegalmente.

La incidencia de enfermedades de origen hídrico en el mundo es la principal motivación para el tratamiento de las aguas antes de ser utilizadas; sin embargo, la escasez de agua en muchos países ha hecho que se consuma sin previos tratamiento, inclusive una vez extraída del subsuelo. Es bien sabido que para el consumo humano se está sujeto a normas destinadas a reducir al mínimo los riesgos para la salud. Sin embargo, en países en vías de desarrollo se presentan cerca de 4 mil millones de casos de diarrea diariamente, lo cual causa 2.2 millones de muertes al año, principalmente en niños menores de cinco años de edad. Estas cifras representan la muerte de un niño cada 15 segundos, y equivale a 15 por ciento de todas las muertes en estos países. Por el contrario, en países desarrollados esto no ocurre con frecuencia.

Un tercer contraste entre el mundo desarrollado y en vías de desarrollo, hablando en términos de la reutilización indirecta de las aguas, son los recursos económicos y el enfoque de la investigación sobre los procesos y efectos de tratamiento de aguas residuales, ya que en los primeros la atención se centra en pruebas toxi-

cológicas, en las que diversos especímenes son expuestos a grandes dosis de contaminantes y una vez obtenido el resultado, se anticipan a los posibles efectos en humanos, además de hacer estudios epidemiológicos validados. Esto no ocurre en los países en vías de desarrollo debido a su baja economía, que impide tener innovaciones tecnológicas.

Los contaminantes del agua residual que pueden afectar el agua subterránea incluyen microorganismos patógenos, nutrientes en exceso y carbono orgánico disuelto. Además, la presencia de efluentes industriales importantes puede introducir metales pesados y compuestos orgánicos tóxicos. Sin embargo, el efecto real sobre la calidad del agua subterránea variará en gran medida en función de:

- La vulnerabilidad del acuífero a la contaminación
- La calidad original del agua subterránea y, por ende, su uso potencial
- El origen de las aguas negras y, por ende, la probabilidad de que contengan contaminantes persistentes
- La calidad de las aguas residuales, su nivel de tratamiento y grado de dilución
- El flujo de infiltración de aguas residuales en relación con el flujo dentro del acuífero
- La forma en que se maneje y aplique el agua residual al suelo

Comúnmente, donde se practica el reúso de agua residual para riego se usan estructuras de almacenamiento y distribución sin revestir y las parcelas se riegan por inundación. En estas condiciones, y con mantos freáticos someros o acuíferos fracturados localizados cerca de la superficie, es posible que haya una importante penetración de bacterias y virus patógenos. En la mayoría de las demás condiciones, hay una atenuación en la zona no saturada que remueve efectivamente la mayor parte de los patógenos antes de llegar al manto freático y esto es lo que logra un nivel de depuración equivalente al nivel terciario.

Sin embargo, incluso bajo circunstancias favorables, en términos de la vulnerabilidad del acuífero y calidad de las aguas residuales, el proceso de infiltración de aguas residuales en acuíferos por sí solo no puede lograr niveles de calidad de agua potable, principalmente debido a que el contenido de nitrógeno en el agua residual municipal suele exceder los requerimientos de las plantas, por lo que se produce la lixiviación de las tierras irrigadas y las concentraciones resultantes de nitrato sobrepasan los 45 mgNO_3/L, que es el límite internacionalmente aceptado para consumo humano.

Además, donde el agua residual se infiltra directamente, el nitrógeno amoniacal suele ser la especie de nitrógeno estable y es posible que alcance niveles problemáticos. Por otro lado, hay concentraciones elevadas de carbono orgánico disuelto (COD), usualmente de 3 a 5 mg/L, con un nivel máximo de 6 a 9 mg/L, mientras que los valores normales de referencia son de menos de 1 a 2 mg/Litro.

Estas elevadas concentraciones de COD dan pie a dos preocupaciones:

- Incremento potencial en la formación de trihalometanos, lo cual puede resultar dañino si el agua subterránea para abastecimiento público es desinfectada con cloro

- La posibilidad de que el COD generado por ácidos húmicos, algunos esteroles, detergentes y una variedad de compuestos no identificados pudiera contener también trazas de compuestos sintéticos tóxicos. Inclusive se ha confirmado la presencia de compuestos cancerígenos, disruptores endocrinos u otras sustancias peligrosas en el agua subterránea (Stephen, Foster, Garduño y Tuinhof, 2006)

La evaluación del impacto sanitario al medio ambiente se puede realizar de la siguiente manera:

- Evaluación de la política propuesta para identificar sus posibles efectos
- Evaluación de los efectos seguidos de la implementación de políticas
- Evaluación concurrente, donde las políticas son evaluadas al mismo tiempo que se implementan, para identificar la verdadera naturaleza del impacto en circunstancias en que este ha sido anticipado, pero no caracterizado

La evaluación preliminar debe considerar todos los factores que determinan un estado de salud, una vez que un proyecto ha sido elegido, el enfoque cambiará a la salud física.

- Impacto potencial para la salud de la población de los alrededores
- Evaluación de la necesidad, y la definición de la metodología, de los estudios epidemiológicos, para determinar si existe un vínculo entre los resultados de salud y la contaminación del agua
- Evaluación de la necesidad de supervisar el monitoreo ambiental y de salud

Las etapas que constituyen los posibles efectos de una instalación existente son las siguientes:

1. Obtención de información de partida. Diagnóstico previo: evaluar la información demográfica, física, geográfica, histórica y de las actividades que se han desarrollado en la zona
2. Trabajo con la comunidad: identificar la preocupación en salud de las poblaciones afectadas
3. Identificación de los contaminantes de interés asociados al lugar
4. Identificación y evaluación de las rutas de exposición, que incluyen los siguientes cinco elementos:

   a. Fuente o emisión contaminante:

   - Vertederos, contenedores que pueden liberar contaminantes en varios receptores ambientales
   - Destino: receptáculo ambiental y mecanismos de transporte y transformación del contaminante en el medio
   - Punto de exposición donde la población podría entrar en contacto con un medio contaminado
   - Vía de exposición o vehículo por el que los individuos contactan físicamente con la contaminación ambiental en el lugar de exposición. Inhalación, ingestión, contacto dérmico
   - Poblaciones potencialmente expuestas

5. Cálculo de las posibles dosis de exposición corporal a través de las distintas vías
6 Evaluación de los efectos en salud: estimar la dosis total de exposición y determinar las implicaciones en salud derivada de esa exposición
7 Establecimiento de conclusiones y recomendaciones

Para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos y la susceptibilidad a los efectos de la extracción excesiva de las aguas subterráneas es necesario tener información acerca de las condiciones del subsuelo para el área de recarga del acuífero o de la parte del agua del acuífero que contribuye a las fuentes de abastecimiento público o campos de pozos. Este último se refiere a menudo como la zona de captura, y representa el tamaño de la zona en la que se obtiene la recarga adecuada para equilibrar la cantidad total de agua extraída. Debido a la importancia de las aguas subterráneas para abastecimiento potable, se podría esperar que los acuíferos tuvieran una protección para prevenir y evitar el deterioro de la calidad de las aguas subterráneas. Sin embargo, en las zonas urbanas e industriales se encuentran localizadas numerosas fuentes potenciales de contaminación.

Custodio (1995) señala que la vulnerabilidad a la contaminación expresa la incapacidad del sistema para absorber las alteraciones, tanto naturales como artificiales. Vuelven a aparecer aquí procesos naturales o artificiales, como potenciales generadores de la alteración. Carbonel (1993) define la vulnerabilidad a la contaminación como la tendencia de los contaminantes a localizarse en el sistema de agua subterránea, luego de ser introducidos por encima del acuífero más somero. En este caso, el autor considera solamente la acción de los contaminantes.

La EPA (1991) refiere la vulnerabilidad subterránea respecto a un plaguicida como la facilidad con que un contaminante aplicado en la superficie puede alcanzar el acuífero, en función de las prácticas agrícolas empleadas, las características del plaguicida y la susceptibilidad hidrogeológica. Esta definición incorpora también las condiciones del medio, las propiedades del contaminante y las prácticas de cultivo (vulnerabilidad específica).

Asociado a la vulnerabilidad, está también el riesgo a la contaminación, concepto que ha sido definido de diversas maneras, junto con su utilidad y las técnicas para el mapeo. El riesgo está definido como el peligro de deterioro en la calidad de un acuífero, por la existencia real o potencial de sustancias contaminantes en su entorno.

La vulnerabilidad específica se refiere al peligro de contaminación del agua subterránea con un contaminante o familia de contaminantes de características y comportamientos similares (nitratos, hidrocarburos livianos o pesados, plaguicidas, materia orgánica, fenoles, metales, etc.). La vulnerabilidad intrínseca tiene mayor utilidad en los trabajos de planificación de uso del territorio y del agua, particularmente en lo que respecta a la preservación de la calidad del recurso, en los sitios donde no está afectado, ni se realizan prácticas como fertilización, aplicación de plaguicidas, riego, cría concentrada de ganado, ni actividades domésticas, urbanas, o industriales, que por su intensidad pudieran afectarlo. La vulnerabilidad específica incluye el concepto de riesgo, ya que se refiere al peligro y deterioro causado por sustancias contaminantes específicas.

La vulnerabilidad de un acuífero dependerá de:

- La capacidad de atenuación de la zona no saturada. Esta propiedad interactúa con las características de la carga contaminante: tipo, magnitud, carga hidráulica y forma de disposición, lo cual conlleva un riesgo de contaminación
- La vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación se puede representar por medio de un índice valuado a partir de datos disponibles en los estudios hidrogeológicos

Los parámetros más representativos y adecuados, por su fácil obtención, para evaluar el índice de vulnerabilidad son:

1. El tipo de ocurrencia del agua subterránea
2. Las características litológicas de los materiales existentes en la zona no saturada
3. La profundidad del nivel freático

A cada uno de estos factores se le asigna un valor menor a la unidad; el índice de vulnerabilidad se calcula mediante el producto de estos tres valores. Cuanto mayor sea el índice, mayor es su vulnerabilidad. Si los valores obtenidos no son confiables o la zona no saturada es muy heterogénea, es conveniente hacer la evaluación considerando las condiciones que impliquen mayor riesgo de contaminación, específicamente es recomendable:

- Considerar la litología de los materiales predominantes en la zona no saturada
- Considerar la condición de no confinamiento, si el acuífero es incierto
- Evaluar el acuífero más somero en caso de que se identifiquen varios

Los índices obtenidos pueden ser representados gráficamente mediante mapas representativos de la vulnerabilidad relativa del acuífero a la contaminación. Estos mapas son muy útiles para anticipar el emplazamiento de desarrollos potencialmente contaminantes. Sin embargo, con el paso del tiempo, cualquier acuífero que esté sometido a fuertes y constantes cargas de contaminación terminará siendo contaminado.

Existen numerosas metodologías para calificar la vulnerabilidad y permitir su mapeo a diferentes escalas, la gran mayoría desarrolladas para acuíferos libres. La elección de uno u otro método depende de: la difusión y el alcance de la metodología, la información disponible, el alcance de la evaluación y la validación de resultados. Algunos programas utilizados son Drastic, Sintacs y God.

Se requiere crear una zona de protección para las áreas que contienen agua subterránea. En varios países se han desarrollado o adoptado modelos y directrices para la administración de los recursos hídricos en cuestiones de delimitación de zonas de protección alrededor de los puntos de extracción de agua potable.

El objetivo de las áreas especiales de protección es dar un elemento adicional de protección para algunas captaciones de aguas subterráneas. Esto se logra implantando controles estrictos en las actividades que se realizan dentro o en parte de toda su área de recarga. La protección garantiza lo siguiente:

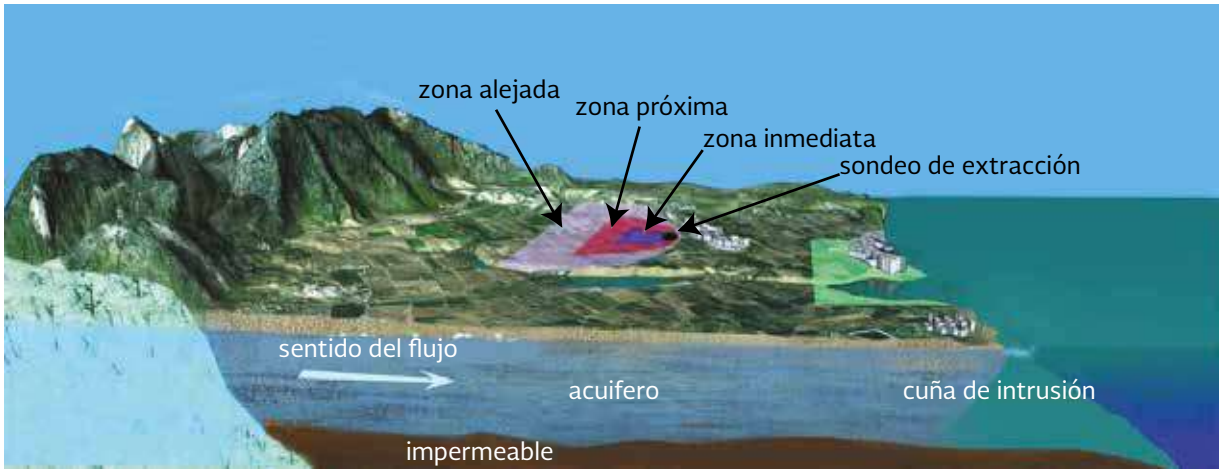
- Evita la posibilidad de vertido intencionado o accidental en zonas sensibles
- Favorece la dilución del contaminante al mezclarse con el agua del acuífero
- Permite la degradación o inactivación de las sustancias extrañas, ya sea mediante reacciones químicas con el oxígeno, con los materiales del acuífero o por acción de los microorganismos

Proporciona un sistema de alerta mediante la implantación de redes de vigilancia y control de la calidad de las aguas subterráneas, a partir del diseño y la zonificación del perímetro.Para eliminar completamente el riesgo de contaminación, toda actividad potencialmente contaminante tendrá que ser prohibida o controlada al nivel requerido dentro de toda la zona de captación. Comúnmente se restringe el área total del acuífero, así como las actividades en estas áreas con el fin de dar protección general a largo plazo.

Se delinea las zonas para alcanzar los siguientes niveles de protección (Ilustración 3.2):

- La zona adyacente al sitio del pozo: ayuda a evitar la rápida entrada de contaminantes o posibles daños en la cabeza del pozo. En esta zona, el agua tardaría 50 días para llegar al punto de extracción, desde cualquier punto por debajo del nivel freático El radio mínimo sugerido para esta zona es de 50 m
- Zona de protección interna o inmediata: comprende un área pequeña de tierra alrededor del mismo pozo o manantial. La especificación de la dimensión de esta área es un tanto arbitraria, dependerá de las formaciones geológicas presentes y del tiempo de retención requerido para una reducción de patógenos. Su radio debe tener mas de 30 m. En esta zona el agua tardaría 400 días para llegar al punto de extracción
- Zona de protección exterior: permite el control diferencial de las fuentes puntuales y difusas de contaminación. El trazado de esta zona está en función del tiempo necesario para identificar los contaminantes persistentes

Ilustración 3.2 Esquema representativo de las diferentes zonas de protección de la calidad del agua subterránea en un pozo destinado al abastecimiento humano



- Zona alejada: asegura la estabilidad del acuífero

El control de las actividades contaminantes alrededor de los puntos de extracción del acuífero ayuda a prevenir la llegada de posibles contaminantes al agua subterránea. Algunos criterios utilizados son:

- Distancia: desde el punto de extracción hasta el punto de la descarga de efluentes o el establecimiento de algún desarrollo
- Disposición: grado en que el bombeo reduce el nivel freático de un acuífero confinado. Esto es efectivamente la zona de influencia
- Tiempo del viaje: el tiempo máximo que tarda un contaminante para llegar al punto de extracción
- Capacidad de asimilación: el grado en que podría ocurrir la atenuación en el subsuelo para reducir la concentración de contaminantes
- Límites de flujo: marcación de las zonas de recarga u otras características hidrológicas que controlan el flujo de las aguas subterráneas

Para evitar un impacto adverso sobre los acuíferos y aguas subterráneas es indispensable tener en cuenta los límites para el asentamiento de los siguientes:

- Obras de infraestructura: minas, canteras, extracción de materiales pétreos
- Actividades urbanas: fosas sépticas, cementerios, almacenamientos, transporte y tratamiento de residuos sólidos o aguas residuales
- Actividades agrícolas y ganaderas: depósitos y distribución de fertilizantes y plaguicidas, riego con aguas residuales y granjas
- Actividades industriales: almacenamiento, transporte y tratamiento de hidrocarburos líquidos o gaseosos, productos químicos, farmacéuticos y radiactivos, industrias alimentarias y mataderos
- Actividades recreativas: camping, zonas de baños.

Integración de los resultados de la evaluación

La investigación ambiental descrita arriba es de gran relevancia para salvaguardar la salud de la población. Los estudios toxicológicos deben ser realizados al inicio de la evaluación preliminar ya que ayudarán a definir la principal vía de exposición del agua, ya sea para consumo humano, en productos agrícolas o en riego. Esta información es importante en caso de una contaminación química, ya que permitirá una mejor definición y gestión de los riesgos para la salud de la población.

La información resultante de esta etapa es importante cuando la recarga es respuesta a la escasez de agua. Por ejemplo, si dicha escasez se debe a los cambios climáticos, es preferible mejorar la recarga natural del acuífero construyendo cuencas artificiales, con el fin de reducir las pérdidas por evaporación, a un bajo costo. Por otra parte, dicha evaluación identificará los datos y tendencias útiles para predecir los beneficios potenciales de un nuevo uso de la tierra, debido a que la recarga natural del acuífero puede verse cuantitativamente afectada por la población: construcción de viviendas, deforestación, cambio del cauce de los ríos.

El estudio también debe revisar la política actual con respecto al uso del suelo. La aplicación de

las leyes de delimitación y zonificación puede proteger la calidad de la recarga natural, en particular contra la contaminación por patógenos originarios de, por ejemplo, la cría de ganado en la zona de recarga.

3.3. Evaluación del impacto a la salud

La evaluación del impacto a la salud se puede realizar como:

- Una evaluación de la política propuesta para la identificación de sus posibles efectos
- Una evaluación retrospectiva de los efectos, después de la implementación de políticas
- Una evaluación concurrente, donde la política es evaluada al mismo tiempo que es implementada, para identificar la verdadera naturaleza del impacto en circunstancias en las que el impacto ha sido anticipado, pero no caracterizado

Una evaluación preliminar debe considerar todos los factores determinantes de la salud, una vez que se ha elegido un proyecto, el enfoque cambiará a la salud física, en particular:

- El impacto potencial a la salud de la población de los alrededores: esto requerirá evaluar tanto los riesgos como la exposición
- Evaluación de los estudios epidemiológicos, para determinar si existe un vínculo entre los resultados de salud y la contaminación del agua
- Evaluación del monitoreo de los datos ambientales y de salud (evaluación de cualquier desviación significativa frente a la situación original, lo cual ayudará a identificar cualquier factor de riesgo)

Las evaluaciones del impacto a la salud requieren estudios epidemiológicos, los cuales pueden ser:

Estudios de cohorte

Estos estudios responden a la pregunta: ¿Cuáles son los efectos en la salud de una exposición dada? El estudio de cohorte es un enfoque observacional, o bien un estudio experimental entre poblaciones expuestas y no expuestas o grupos identificados (por ejemplo, grupos vulnerables como los niños o las personas mayores). En este estudio, el investigador no controla las condiciones de exposición, ni la atribución de la exposición frente al objeto de estudio. En estos estudios el investigador sólo puede controlar los grupos no expuestos. La técnica puede ser utilizada cuando los sujetos han sido identificados, o cuando se realiza de manera prospectiva, en cuyo caso, puede ser necesario un mayor tiempo y por lo tanto aumentará el costo.

La medida del efecto se describe por:

- La relación del riesgo o riesgo relativo (la proporción de cohorte expuesta a desarrollar la enfermedad de interés, en relación con el grupo no expuesto)
- La incidencia de la tasa de mortalidad (tasa de incidencia de los resultados entre el grupo expuesto y el no expuesto)

Casos y control

Se utilizan estudios de casos y control cuando existe la necesidad de evaluar la contribución de las causas ambientales en una enfermedad determinada. También son utilizados en la in-

vestigación de la salud ambiental. Estos estudios difieren sustancialmente de los estudios de cohorte en que los investigadores identifican y seleccionan los casos, es decir, controlan a las personas afectadas por la enfermedad de interés y a las personas sin la enfermedad de interés. Estos grupos son analizados con la finalidad de evaluar sus respectivos patrones de exposición pasados y observar si son diferentes ante los casos actuales. Los estudios de casos y control no son adecuados para la medición directa del riesgo, debido a que la muestra tanto de casos como de control no son proporcionales a la población.

Estudios transversales

En un estudio transversal, la prevalencia de una enfermedad en particular, el conjunto de síntomas o cualquier otra indicación de una mala salud es investigada en un instante de tiempo (o durante un período relativamente limitado de tiempo). En estos estudios se pueden hacer comparaciones de la frecuencia de la mala salud, por ejemplo, entre los trabajadores expuestos a un riesgo en particular y los no expuestos. Por otra parte, el estudio puede comparar los diferentes grados de exposición que sufren los trabajadores. En un estudio transversal se pueden determinar las tasas de prevalencia, es decir, el número de casos existentes dividida por la población en un momento dado. En la Tabla 3.4 se presenta un resumen de los tipos de estudios epidemiológicos existentes, así como sus ventajas y desventajas.

Riesgo y peligro para la salud: evaluación del impacto a la salud de la población de los alrededores mediante la evaluación de exposición

Peligro es el potencial de causar daño, mientras que riesgo es la probabilidad de que el daño se produzca. La recarga de acuíferos con agua regenerada puede en algunos casos establecer riesgos para la salud debido a la presencia de contaminantes en las aguas residuales tratadas.

La calidad del agua subterránea, una vez recargado el acuífero, no siempre está correlacionada con la calidad del agua regenerada infiltrada o bombeada al acuífero. La mezcla del agua regenerada y el agua ya presente en el acuífero puede verse modificada física, química y biológicamente, debido a la interacción del agua y el subsuelo; interacciones que son a menudo imprevisibles. Se debe tomar en cuenta que la presencia de contaminantes en el agua subterránea no implica necesariamente que el agua regenerada utilizada para la recarga del acuífero esté contaminada.

Como se dijo anteriormente, el agua subterránea puede estar contaminada por fuentes que se ubican geográficamente lejos del punto de recarga o de extracción. Este problema se complica aún más cuando el flujo del acuífero tiende a ser variable y lento (cientos de años), por lo que es difícil identificar la fuente de contaminación que afecta a un acuífero determinado.

La presencia de una fuente de contaminación fuera del acuífero o del agua regenerada puede verificarse fácilmente mediante el análisis simultáneo de ambas aguas. Si se confirma la presencia de una fuente de contaminación externa, es prudente investigar primero el área de recarga, seguida de otras posibles fuentes de contaminación (por ejemplo, descarga de desechos, riego, descargas industriales y cría de animales). El peligro a la salud puede surgir de procesos o presencias naturales que generen sustancias químicas o agentes biológicos patógenos, pero generalmente son originados por una fuente antropogénica. En la Tabla

Tabla 3.4 Tipos de estudios epidemiológicos

Tipo de estudio	Descripción	Ventajas y desventajas
Ecológico	Determina la relación entre la enfermedad y los factores de riesgo, comparando la incidencia de la enfermedad en diferentes comunidades variando la exposición y factores de riesgo	Relativamente caro, los datos deben recolectarse por grupos
En series de tiempo	Determina la relación entre la enfermedad y la incidencia en la población, así como la variación del riesgo a lo largo del tiempo	Relativamente caro
De control	Determina la relación entre la enfermedad y los factores de riesgo, comparando la incidencia de la enfermedad expuesta de manera individual	No es caro y genera datos de exposición individual
De cohorte	Compara la velocidad de la enfermedad en dos o más poblaciones con diferentes niveles de exposición en un tiempo específico y de manera individual	Relativamente caro, genera datos sobre el factor de riesgo de la población por comparación de grupos al azar
De interferencia	Compara la velocidad de la enfermedad en individuos escogidos al azar	Estándar de oro para la prueba epidemiológica, existe un tiempo de consumo y es costoso

3.5 se presenta una lista de patógenos importantes, vinculados con el agua contaminada.

Algunos productos químicos de gran estabilidad y persistencia en el ambiente son presentados en la Tabla 3.6. Estos contaminantes deben tomarse en cuenta ya que podrían estar presentes en las aguas subterráneas.

Tanto la contaminación microbiana como la química deben ser analizadas y revisadas para garantizar la salud de la población además de realizar algunos estudios epidemiológicos. Los patógenos en general ofrecen una simple relación de causa-efecto. La cuestión se vuelve más compleja en el caso de los contaminantes químicos, cuyo efecto en la salud individual es el resultado de efectos multifactoriales, como estilo de vida y factores ambientales y genéticos. Sin embargo, el tiempo de latencia de muchas enfermedades complica aún más esta cuestión.

Las características toxicológicas de los posibles peligros deben ser investigados a partir de datos científicos recientes. Muchas organizaciones internacionales muestran en línea esa información. Algunos de los efectos sanitarios de los contaminantes químicos persistentes se resumen en la Tabla 3.7 (EEA, 1999).

Se dice que se está expuesto a una sustancia peligrosa cuando se ha identificado:

- La fuente
- La ruta
- El punto de exposición
- Las vías de exposición
- Los receptores de exposición

Fuente: es el origen de los contaminantes. La fuente puede ser localizada (fuente puntual) o distribuida en una amplia zona geográfica (fuente difusa).

Tabla 3.5 Patógenos y su presencia en suministros de agua

Patógeno	Daño a la salud	Persistencia en el suministro de agua[a]	Resistencia al cloro[b]	Dosis infectiva[c]
Campylobacter jejuni	Alta	Moderada	Baja	Moderada
E. coli	Alta	Moderada	Baja	Alta
Salmonella typhi	Alta	Moderada	Baja	Alta
Otras especies de salmonela	Alta	Alta	Baja	Alta
Shigella	Alta	Baja	Baja	Moderada
Vibrio cholerae	Alta	Baja	Baja	Alta
Aeromonas	Moderada	Se pueden multiplicar	Alta	Alta
Adenovirus	Alta	?	Moderada	Baja
Enterovirus	Alta	Alta	Moderada	Baja
Hepatitis A	Alta	?	Moderada	Baja
Entamoeba histolytica	Alta	Moderada	Alta	Baja
Giardia intestinalis	Alta	Moderada	Alta	Baja
Cryptosporidium	Alta		Alta	Baja
Helmintos	Alta	Moderada	Moderada	Baja

? Desconocido

[a] Periodo de detección en etapa infectiva en agua a 20°C: baja= 1 semana; moderado= de 1 semana a 1 mes; alta= mayor a 1mes.

[b] Dosis suministradas en agua tratada con sistema convencionales con un determinado tiempo de contacto. Resistencia moderada implica que el agente puede no ser completamente destruido.

[c] Dosis infecciosa requerida: 50 por ciento.

[d] De experimentos con persona voluntarias.

Ruta o vía: es el enlace físico entre las fuentes y los receptores; puede ser:

- Directa: cuando la fuente está en contacto directo con el receptor
- Indirecta: cuando el contaminante es transportado desde la fuente al receptor a través de medios ambientales

Las aguas superficiales, el aire, suelo, subsuelo y sedimentos pueden ser considerados como medios ambientales, es decir, pueden transportar a los contaminantes hacia los acuíferos, y, por lo tanto, formar parte de la ruta.

Punto de exposición: es la ubicación del contacto humano real o potencial con los medios

Tabla 3.6 Posibles contaminantes químicos presentes en aguas subterráneas

Contaminantes	Medio
Asbesto	Suelo, subterráneo y aire
Hidrocarburos clorados	Suelo, subterráneo y aire
Dioxinas	Suelo, subterráneo y aire
Metales	Suelo, subterráneo y aire
Patógenos	Suelo, subterráneo y aire
Pesticidas	Suelo, subterráneo y aire
Hidrocarburos del petróleo	Suelo, subterráneo y aire
Fármacos	Suelo y subterráneo
Bifenilos policlorados	Suelo

Tabla 3.7 Contaminantes químicos persistentes y sus efectos a salud

Efecto en la salud	Grupo sensible	Algunos químicos asociados[a]
Cáncer	Todos	Asbesto, benceno, dioxinas, algunos metales, pesticidas y solventes naturales
Enfermedades cardiovasculares	Principalmente ancianos	Monóxido de carbono, arsénico, cadmio, cobalto, calcio y magnesio
Enfermedades respiratorias	Especialmente niños con asma	Partículas inhalables, dióxido de nitrógeno, ozono, hidrocarburos y terpenos
Alergias e hipersensibilidad	Todos, especialmente niños	Partículas, ozono, níquel, cloro
Reproducción	Adultos en edad reproductiva	Ftalatos, hormonas, fármacos, DDt
Desórdenes en el sistema nervioso	Fetos, niños	PCBs, metilmercurio, magnesio, aluminio, soventes orgánicos

DDT= dicloro difenil tricloroetano,PCBs=bifenilos policlorados
[a]solo ejemplos

naturales contaminados. Algunos ejemplos son: el agua potable, los pozos, el riego de alimentos con aguas subterráneas regeneradas, sobre todo cuando la comida se come cruda.

Un aspecto general de la exposición es la disponibilidad biológica de los productos químicos potencialmente dañinos, presentes en la cadena alimentaria. Actividades como la caza, la pesca y la agricultura pueden crear una relación de contacto entre la gente y este tipo de contaminantes. Cuando se sospeche de posible contaminación de plantas o animales comestibles, es necesario obtener datos específicos de muestreo y biota para evaluar cualquier posible exposición vía la cadena alimentaria.

La contaminación de vegetales y de animales debe ser evaluada en referencia a los datos toxicológicos y ecotoxicológicos. Estos últimos darán información sobre la magnitud de la contaminación (algunos organismos biológicos actúan como bioacumuladores de contaminantes) y la capacidad del medio ambiente para reaccionar ante factores de estrés inducidos por contaminación. En la Tabla 3.8 se muestra una primera aproximación a la investigación de las fuentes de agua.

Vías de exposición: aunque la ingesta de agua potable producida a partir de acuíferos recargados es la vía de exposición más común, la absorción cutánea y el contacto con la piel también son considerados vía de exposición. La información sobre el tiempo de residencia es a menudo insuficiente, lo que puede comprometer la evaluación de la exposición.

En la evaluación de la exposición, la elección de la metodología de medición es muy importante. Para calcular la exposición acumulativa o la exposición intermitente y el tiempo medio de exposición se toma en cuenta la duración, intensidad y frecuencia a la cual se da la exposición. El periodo de exposición y el tiempo de latencia también deben ser considerados. La caracterización de la exposición en estudios epidemiológicos hace que sea difícil establecer una relación causal inequívoca entre la contaminación química y el resultado con respecto a la salud.

Receptores: son organismos o medios ambientales que están expuestos a la contaminación. En el contexto de este capítulo, la población humana es el receptor final. La identificación de los receptores (por ejemplo, trabajadores, con-

Tabla 3.8 Datos de muestras e información ambiental de interés para la investigación de las fuentes de agua

Inventario	Inventario de las posibles áreas afectadas
	Inventario de las aguas subterráneas con bajos gradientes y grandes áreas, dependiendo del sitio, su hidrogeología y el grado de contaminación
	El inventario debe incluir la ubicación de todos los pozos y manantiales locales, su profundidad, intervalo de pantalla, uso, rendimiento, fecha de instalación y tipo de bombas que utiliza
Fuentes de agua	Monitoreo de los pozos
	Pozos de abastecimiento de agua
	Pozos municipales, manantiales y embalses
	Pozos residenciales o manantiales pequeños
Hidrología	Características de las aguas subterráneas potencialmente afectadas por la contaminación: profundidad, espesor, extensión, dirección del flujo
	Características de los acuíferos utilizados como suministro de agua de consumo: profundidad, espesor, extensión, nombre y dirección del flujo
	Extensión vertical y lateral de la contaminación de las aguas subterráneas

sumidores y residentes) es el último paso en una evaluación de la exposición. En los datos de la población se debe incluir a los grupos vulnerables de interés, como niños y ancianos. Es recomendable evaluar la exposición sobre una distribución geográfica pequeña; esto puede ayudar a determinar los riesgos para la salud que afectan a determinados grupos o zonas geográficas.

3.3.1. Procedimientos para evaluar el impacto sanitario

Se sugieren procedimientos de trabajo con base en la relación de la población y los resultados de salud. Los datos obtenidos son generalmente útiles no sólo para el estudio inicial, sino también para el futuro trabajo epidemiológico. La base de datos de los resultados proporcionará información sobre las condiciones de salud que pueden prevalecer en el área bajo investigación. La base de datos es elaborada de acuerdo con la tasa de mortalidad frente a las causas de la muerte (por ejemplo, cáncer, enfermedades infecciosas, envenenamiento). Las tasas de morbilidad son de interés para vigilar la salud y para identificar desviaciones significativas de la situación basal. Desafortunadamente, los datos sobre salud no se registran de una manera homogénea, y su utilidad se ve limitada a vigilar la frecuencia de eventos en lugar de calcular las tasas de enfermedad.

Las encuestas de salud intersectorial de una muestra aleatoria de la población son necesarias para obtener información sobre la prevalencia y frecuencia de las condiciones y estilos de vida generales de salud, además de los datos de referencia sobre la mortalidad y la tasa de incidencia de la enfermedad.

Una vez que se dispone de los datos de referencia, se pueden hacer estudios prospectivos para definir cualquier posible asociación entre la exposición y los resultados de salud.

Un estudio de cohorte no es la primera opción para evaluar el impacto a la salud a causa del tiempo y el costo implicados. Más bien, se recomiendan casos de estudio de control con información detallada de la salud y la vigilancia ambiental. El análisis de los datos resultantes debe indicar si existe un aumento significativo en el número de casos registrado con respecto a los efectos sanitarios de interés. Los servicios de salud pueden estar provistos de herramientas específicas para los propósitos del estudio. Por ejemplo, en el seguimiento de los estudios, la base de datos del sistema de información geográfica (SIG) puede ser útil para integrar la información fragmentada a partir de fuentes de datos, además de que permitirá la detección de vínculos entre las fuentes de contaminación. Dicha información debe ser integrada en un mapa geográfico con otros datos pertinentes, como las características geológicas, la dirección del flujo y la extensión del acuífero. Esta compilación de datos suele ser sumamente útil en la investigación e interpretación de los factores ambientales y los resultados de salud.

El tiempo de seguimiento de los estudios con respecto a la vigilancia de la salud dependerá del tiempo de latencia de los resultados de salud de interés. En el caso de los contaminantes químicos, se debe tener en cuenta los impactos acumulativos.

Los datos recopilados durante las fases iniciales de una evaluación de impacto a la salud, como la evaluación de monitoreo y vigilancia de la salud, pueden acelerar un estudio de control; sin embargo, el período de latencia de ciertos impactos requerirá un tiempo de observación más largo. La incertidumbre en la evaluación de factores de riesgo, especialmente en los casos de exposiciones múltiples, hace que los resultados sean difíciles de interpretar. Por lo tanto, son más recomendados para casos particulares los estudios de casos y control, por ejemplo, cuando se encuentren presentes contaminantes teratogénicos o patógenos microbianos.

Se recomienda realizar investigaciones epidemiológicas solo cuando se ha identificado una ruta o vía de exposición completa y cuando exista una evaluación del impacto en la salud como manifiesto de una desviación real desde la línea de base. El impacto en la salud de la recarga de acuíferos con agua reciclada debe tenerse en cuenta en el contexto general de la gestión de las aguas subterráneas. Se recomienda una evaluación de impacto en la salud, tanto en la evaluación preliminar (cuando se están evaluando diferentes opciones técnicas para la recarga de acuíferos) como en la caracterización de la exposición a los patógenos potenciales.

Asimismo se recomienda la cartografía ambiental de la situación de partida y la vigilancia de la salud. Profesionales de la salud se enfrentan actualmente a un nuevo reto en la evaluación de riesgos y repercusiones en la salud por contaminantes químicos persistentes, cuyos resultados de salud a menudo incluyen una amplia gama de factores causales. La mejora continua del conocimiento (por profesionales de la salud) y la creación de nuevos mecanismos que permitan la cooperación diaria con los equipos multidisciplinarios será necesaria en el futuro.

León y Sanhueza (1995) analizaron estudios epidemiológicos disponibles sobre el uso de aguas regeneradas en la agricultura y llegaron a las siguientes conclusiones:

- El riego de cultivos con aguas residua-

les sin tratar provoca a los consumidores y agricultores un número alto de infecciones endémicas por nemátodos intestinales

- El riego de cultivos con aguas residuales regeneradas mezcladas con agua subterránea no causa un número excesivo de infecciones intestinales por nemátodos a los agricultores o consumidores
- El cólera y la fiebre tifoidea pueden transmitirse por el riego de verduras con aguas residuales sin tratar
- El riego de forrajes puede infectar al ganado con *Cysticercus bovis* (el estado larval de la *Taenia saginata* del ganado bovino), pero apenas existen pruebas de un riesgo real de infección humana
- Existen pruebas limitadas de que en las comunidades con buenos hábitos de higiene personal, la salud de quienes habitan cerca de las áreas de riego pueda verse afectada por el contacto directo con el suelo o por el contacto con los agricultores
- El riego por aspersión con aguas regeneradas mezcladas con el agua subterránea puede diseminar pequeños números de virus y bacterias, pero no se ha detectado un riesgo real de transmisión de enfermedad por esa vía. Sin embargo, se ha previsto que no se debe regar por aspersión a una distancia menor de 50 a 100 m de las casas o caminos públicos

Mara y Cairncross (1990) han sugerido que existen tres clases de riesgos potenciales para la salud relacionados con el uso de aguas residuales en acuicultura:

- Transferencia pasiva de agentes patógenos excretados por los peces y los macrófitos acuáticos cultivados
- Transmisión de trematodos en cuyo ciclo de vida intervienen los peces y los macrófitos acuáticos (principalmente *Clonorchis sinensis* y *Fasciolopsis buski*)
- Transmisión de esquistosomiasis. Blumenthal et al. (1996) y Feachem et al. (1983) también examinaron estudios epidemiológicos relacionados con el uso de excretas en acuicultura y solo en un estudio encontraron que se habían considerado los riesgos reales que representa para la salud la transferencia pasiva de agentes patógenos. Sin embargo, los resultados no fueron concluyentes. Respecto a las infecciones por trematodos, descubrieron que si bien era importante la fertilización de estanques con excretas en la transmisión de estas enfermedades, también lo era la contaminación fecal de otras masas de agua y estanques que no se fertilizaban deliberadamente con excretas

3.3.2. Estudios epidemiológicos

En la ciudad de Windhoek, Namibia, en África del Sur, se han estado realizando durante los últimos 20 años estudios epidemiológicos comparando poblaciones que bebían agua residual altamente tratada, con otras que bebían agua procedente de suministros superficiales potables. Los resultados de estos estudios determinaron que no se han observado, estadísticamente, diferencias significativas entre ambos grupos.Todos los análisis de enfermedades, organismos tóxicos y mutágenicos han sido negativos; la población que bebía agua residual tratada tenía, en general, mejor salud que la otra. Aunque la planta de recuperación de Windhoek demostró la viabilidad del reúso directo del agua

residual como agua potable, el efecto a largo plazo de esta forma de reúso sigue en duda y, por lo tanto, representa una preocupación.

Aún está por determinarse el efecto potencial que la exposición muy prolongada a los distintos químicos que se encuentran en las aguas residuales recuperadas puede tener en la salud. Otra gran preocupación es la posible presencia de restos orgánicos en el agua de desecho sin tratar, no detectados por las pruebas analíticas y que no puedan ser eliminados por las tecnologías actuales. Por estas razones (y tal vez por otras, como la falta de aceptación del público), no se aconseja consumir agua residual cruda cuando se tenga escasez de agua potable, por los efectos graves que provoca en la salud de los consumidores (Quiroga, 2011; National Academy of Sciences, 1995).

En Sudáfrica, se dio una solución interesante a la falta de agua: reúso potable directo por medio de las plantas de tratamiento de Gammans y Gorengab, en Windhoek, Namibia. El objetivo fue mejorar el abastecimiento público. Para ello, se utilizó como fuente el agua residual municipal. Este proyecto inició en 1968, con una capacidad de 250 L/s, el tratamiento fue biológico secundario y lagunas de maduración, adición de sulfato de aluminio, flotación con aire disuelto, cloración intermedia, adición de cal, sedimentación, filtración en arena, cloración intermedia, filtración en carbón y cloración final. El efluente se mezcló con agua potabilizada de otras fuentes, con un máximo de 4 por ciento, pero con el propósito de alcanzar 25 por ciento en pocos años.

En un estudio epidemiológico realizado en el Valle del Mezquital se analizó el impacto en la salud provocado por la exposición ocupacional a las aguas residuales en dos distritos de riego (03 y 100) del Valle del Mezquital. El objetivo fue evaluar la prevalencia de enfermedades diarreicas e infecciones intestinales. La encuesta se realizó durante el periodo de lluvias e incluyó a 9 433 individuos de 1 900 viviendas. De las 1 900 familias de agricultores, 680 utilizaron agua residual cruda para regar cultivos (alta exposición), 520 agua residual previamente almacenada en presas de retención (grupo de exposición intermedia) y el grupo control o de baja exposición lo integraron 700 familias campesinas de las zonas templadas de la misma región. Se recogieron y procesaron 7 665 muestras de heces, lo cual representa una tasa de participación de más de 80 por ciento en los exámenes de laboratorio. Los resultados de la encuesta indican que el riesgo de infección por *Ascaris lumbricoides* es más alto en el grupo de mayor exposición que en los otros grupos (IC 95. = 2.9 - 10.8). De acuerdo con los procedimientos utilizados, la infección por *Entamoeba histolytica* es más frecuente en los individuos menores de 15 años expuestos al agua residual sin tratamiento, que en el grupo de control (IC 95. = 1.07 - 1.72). Al comparar las tasas de enfermedades diarreicas, los niños menores de 5 años de las familias que están más expuestas tuvieron prevalencias más altas que las encontradas en el grupo de control (Cifuentes García et al., 1994).

En un distrito de riego del Edo. de Hidalgo, México, se han utilizado las aguas residuales para regar las cosechas de cereales mediante técnicas de inundación. Existe una serie de depósitos de almacenamiento interconectados, por los que pasan las aguas residuales antes de ser usadas,las cuales realizan una función de semitratamiento, mejorando la calidad del agua residual. Después de dejar el primer depósito (tiempo de retención de uno a seis meses, dependiendo de la época

del año) el agua residual se encuentra con nuevos niveles de guías para las restricciones de riego. Una pequeña cantidad de agua residual entra en el afluente para uso en los campos, pero la calidad es siempre menor que un huevo de nemátodo por litro (en monitoreo mensual). En el agua que deja el segundo depósito, en donde ha sido almacenada entre dos y seis meses más (dependiendo de la época del año), ya no fueron detectados huevos de nemátodo. Las infecciones expuestas en estos dos tipos de aguas residuales fueron comparadas con infecciones en un grupo de control, agricultores y sus familias, que únicamente realizan cultivos de temporal. Aunque estos estudios principalmente se enfocaron en el riesgo para los trabajadores, así como el riesgo para los consumidores con el mismo grupo de población, donde las plantas verdes silvestres que se destinan a la alimentación son cosechadas con riego de aguas residuales y a menudo no se guisan (Blumenthal, y otros, 1996).

En un estudio realizado en Tezontepec y Cerro Colorado se midió la calidad del agua de los pozos de tres acuíferos que se utilizan para uso doméstico, para calcular la exposición vía ingestión y cutánea e identificar el riesgo en la salud humana. La exposición fue estimada mediante la aplicación de un cuestionario a 210 familias en las regiones de Tezontepec y Cerro Colorado. El cuestionario tenía preguntas específicas sobre la ingestión y el uso del agua en el aseo diario. La población se dividió en dos grupos: de 0-15 años y de 16 - 70 años. La exposición a los contaminantes del agua doméstica se midió usando el método Factores de vía de exposición (PEF) de McKone y Daniels (1991). Los resultados: para el criterio de nitrato, el grupo de infantes tiene riesgo de metahemoglobinemia en todos los sitios muestreados, y esta exposición justifica un estudio epidemiológico. No se identificó riesgo usando el criterio de metales con los límites del método de detección. Los plaguicidas clorados y los bifenilos policlorados (BPC*s) no significaron riesgo de acuerdo con los límites del método de detección. Tal vez exista el riesgo potencial de identificación tentativa, aunque todos los componentes detectados están en los niveles de 6 mg/Litro. Para el criterio de coliformes, el riesgo potencial de enfermedades gastrointestinales fue identificado con los coliformes totales y *E. coli*, resultado por encima del estándar mexicano. No hubo riesgos identificados por salmonela. Hubo presencia de *Vibrio cholerae* non-01 en la superficie del agua del río, indicando un riesgo potencial de enfermedades diarreicas para la gente que se baña y que llegara a ingerir esta agua (Downs et al., 1998).

En países como Estados Unidos e Inglaterra, se han realizado estudios epidemiológicos con respecto a Cryptosporidium. En el primero se han estudiado 25 epidemias, entre 1988 y 1998, y también se encontró la cuarta causa de diarrea (13 por ciento) con una prevalencia mayor en niños de 1 a 5 años, con fluctuaciones de 1 a 30 por ciento. En Brasil se determinó que más de 18.7 por ciento de las diarreas en infantes se debían a C. parvum; en algunos países latinoamericanos se han establecido ci-

fras de prevalencia: Argentina, 30.9 por ciento; Costa Rica, 4.3 por ciento; Venezuela, 10.8 por ciento; Ecuador, 11 por ciento; Guatemala, 13.8 por ciento, y 16.7 en Haití. En Colombia se encontró una prevalencia de 83.3 por ciento determinada por serología, mientras que por edades, en el grupo de 0 a 14 años, se determinó una prevalencia del 10.7 por ciento; de 15 a 30 años, 20 por ciento, y en mayores de 30 años, 2.3 por ciento. Esto significa que la gran mayoría de la población estudiada ha estado en contacto con el parásito. En todas las epidemias mencionadas se determinó que el agua fue el principal vehículo de transmisión y de hecho encontraron quistes en los diversos tipos de agua de suministro (Schaefer, 1997).

4

Marco normativo

Este capítulo contiene el marco normativo referente a recarga de acuíferos, legislación aplicable a aguas subterráneas y estándares para agua potable relevantes para recarga de acuíferos.

4.1. Agua de primer uso y agua regenerada

Se conoce como agua de primer uso aquella agua proveniente de distintas fuentes naturales y de almacenamientos artificiales que no han sido objeto de uso previo alguno (Ley de Aguas Nacionales, 1992).

Se da por hecho que la calidad de agua renovada se puede mejorar o aceptarse mediante la mezcla con agua de primer uso, independientemente del hecho de que la calidad de esta última podría ser inferior (Sakaji R, 1998). Por ejemplo, en un estudio se comparó agua regenerada de una planta piloto en Mission Valley, San Diego, con el afluente de una planta potabilizadora. El Comité Asesor de Salud para este proyecto llegó a la conclusión de que: utilizando la tecnología actualmente disponible, es posible producir agua que cumplirá con todos los requisitos de las normas para ser utilizada como agua potable. En México el reúso potable directo podría estar limitado por las regulaciones de la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (Cofepris).

Existen otros estudios con respecto al uso de agua regenerada que muestran que cumple con todas las normas que se aplican al agua potable (National Research Council, 1994). Existe la preocupación con respecto a la presencia de algunos compuestos no identificados, que, se sabe, también pueden presentarse en los suministros típicos. Además, se ha estimado que 85 por ciento (en peso) de estos compuestos orgánicos no han sido identificados y sus efectos son aún desconocidos (Cooper, 1992).

Para la recarga de acuíferos por infiltración superficial, una referencia útil es la norma de calidad mínima que debe cumplir una fuente superficial de suministro para agua potable, ya que de cumplirse con esta norma, la posible contaminación por la infiltración de aguas renovadas no será mayor que la que naturalmente ya haya ocurrido.

Otro criterio comúnmente aplicado es que la calidad del agua por infiltrar en el acuífero debe tener al menos la misma calidad que la del agua en el

acuífero. Dependiendo del uso del acuífero, se han elaborado criterios de calidad específicos para casos concretos de aplicación de recarga. Con base en la información disponible, no hay indicios de que el agua regenerada que ha sido tratada con el objeto de utilizarse para consumo humano presente riesgos mayores para la salud que el agua natural, o que la concentración de compuestos u organismos regulados sean mayores en el agua regenerada y rebasen los estándares del agua potable. No obstante, la reutilización del agua para consumo humano se pone en duda y el establecimiento de criterios para este uso es difícil.

4.2. Aspectos por considerar en el desarrollo de estándares para agua potable

Los estándares de agua potable son regulaciones establecidas para controlar el nivel de contaminantes en el agua potable de la nación. Estos estándares son necesarios para asegurar la protección a la salud. Dicha protección incluye: el análisis y protección de las fuentes de agua, la protección de pozos y sistemas de captación, el tratamiento por medio de operadores calificados y el control de la integridad de los sistemas de distribución y de información al público sobre la calidad del agua que beben.

Como premisa básica para establecer los criterios y estándares locales o nacionales, hay que tener en cuenta que los parámetros y controles seleccionados no deben implicar un riesgo mayor que el causado por el uso existente. En las regiones donde el agua es escasa o de mala calidad (contaminada o agua regenerada, según sea el caso), se debe establecer un criterio, y esto no significa que sea aplicable en todos los casos.

Como objetivo general se deberían implementar proyectos para la reutilización indirecta del agua regenerada y proporcionar el mismo grado de seguridad que los suministros actuales. En el caso del agua regenerada, la seguridad se define en términos del riesgo aceptable para la población que la utilizará y que está dispuesta a pagarla. El riesgo se establece por organismos gubernamentales, los cuales tienen la responsabilidad de:

- Mantener a la población informada acerca de las condiciones de calidad del agua regenerada y no regenerada
- Proteger la salud
- Imponer una legislación factible y viable en un contexto social, económico y político (no solo en un contexto técnico)

El marco regulatorio para el consumo de agua regenerada no solo se refiere a la definición de un conjunto de parámetros y valores, sino también a:

- Tratamiento de aguas
- Fiabilidad de los sistemas que producen agua para consumo humano
- Condiciones de recarga
- Tamaño y características del acuífero a recargar
- Condiciones de extracción y potabilización
- Tipo de rutina y control de vigilancia
- Los puntos que se presentan en la Tabla 4.1

En ciudades donde no se reúsa el agua, se han establecido recomendaciones y estándares para el uso intencional o no intencional del agua regenerada con el objeto de promover su futuro reúso. Sin embargo, en países donde el uso de

agua regenerada ya se ha establecido, el objetivo es para regular cada uso. En ambos casos, algunos de los siguientes aspectos deben definirse.

- Nivel de riesgo existente o admisible
- Calidad del agua regenerada
- Monitoreo
- Tipo y fiabilidad del tratamiento
- Área de aplicación

El establecimiento de la calidad del agua o la determinación del proceso que será aplicado puede ser independiente o combinado. El problema con el establecimiento de la calidad es que es imposible definir los indicadores apropiados para todos los tipos de contaminantes; por lo tanto, existe el riesgo de que ciertos patógenos o compuestos puedan no ser detectados con este enfoque. Por otro lado, la determinación de un tratamiento establecerá indirectamente un costo y limitará el desarrollo tecnológico. Existen dos enfoques para el establecimiento de estándares: considerar que el agua debe ser completamente tratada para cumplir los requerimientos para ser un agua de consumo humano, antes de ser enviada al acuífero; y considerar que durante la infiltración y almacenamiento, la calidad del agua mejora, y el agua regenerada puede ser sometida a un tratamiento adicional para poder cumplir con el criterio de potabilización.

Desde 1958, la OMS (Organización Mundial de la Salud) ha publicado periódicamente Guías para la Calidad del Agua Potable. Estas Guías buscan mejorar, a nivel mundial, la calidad del agua potable y la salud humana y se busca que sean usadas como base para la regulación de los estándares de agua potable en los países de todo el mundo.

Tabla 4.1 Ventajas y desventajas de algunos aspectos a considerar para el desarrollo de estándares para agua potable

Aspectos	Ventajas	Desventajas
Incluir criterios de tratamiento	Facilitan la implementación del proyecto y este requiere menor monitoreo y vigilancia	Límites de desarrollo tecnológico y puede conducir a esquemas no viables en una perspectiva económica
Selección y uso del mejor organismo indicador o conjunto de ellos	Introduce el ideal en la definición de un buen efluente	Reduce los costos de control y monitoreo, puede dar una falsa percepción de inseguridad
Selección de los parámetros de monitoreo y establecimiento de los límites para cada uno	Facilita la supervisión	No puede ser universal o ni estático en el tiempo, aumenta los costos de supervisión
Definir las muestras y la frecuencia del monitoreo para la compilación de los datos	Facilita la supervisión administrativa	Puede complicarse si no se hace adecuadamente desde el punto de vista práctico
Tomar en cuenta investigaciones epidemiológicas	En humanos reconoce la información obtenida en diferentes partes de del mundo. Hace una legislación innecesariamente rigurosa	No se acepta en países desarrollados
Uso de pruebas toxicológicas	Ayuda a establecer una relación causa y efecto	No imita las condiciones reales del uso de las aguas regeneradas, hace la legislación demasiado estricta
Uso de modelos para la evaluación de riesgos para determinar posibles daños a la salud y los requerimientos para la calidad del agua.	Ayuda al gobierno a tomar decisiones racionales	Difícil de explicar a la población

Los estándares nacionales de calidad del agua potable se concentran en el establecimiento de límites para regular los contaminantes que presentan un alto riesgo de afectar la salud pública, al mismo tiempo que su establecimiento se basa en su factibilidad, según los recursos económicos y ambientales disponibles en cada país.

4.3. Toxicología versus epidemiología

Para evaluar los efectos a la salud del agua regenerada, se cree que el material orgánico no volátil se debe concentrar hasta 1000 veces y el efecto se debe establecer a partir de la exposición de 2 L/d y 70 kg como fuente singular, a los siguientes experimentos:

- Mutagenicidad: usando el ensayo de mutación inversa de salmonela
- Genotoxicidad: ensayo de intercambio de cromátidas y de micronúcleos en esplenocitos de ratón
- Toxicidad subcrónica: ensayo de 90 días en ratones y ratas
- Carcinogenicidad: ensayo adenoma de ratón
- Efectos reproductivos: ensayo de toxicidad de reproducción en dos generaciones de ratones
- Teratogenicidad: desarrollo de toxicidad en ratas (test microbiológico y dosis infecciosa)

A pesar de la minuciosidad de este protocolo, estas pruebas no reflejan la situación en lo cotidiano. Los estudios toxicológicos son útiles para establecer la relación causa-efecto y los posibles efectos que no identifican el nivel de riesgo real.

La epidemiología es una ciencia que estudia la exposición a ciertos factores y su relación con la presencia de enfermedades en una población humana. La epidemiología ambiental está enfocada en el establecimiento de una relación entre un factor de riesgo y el efecto en la salud. Sin embargo, el hecho de que las poblaciones estudiadas están expuestas a muchos aspectos ambientales hace que sea imposible eliminar la interferencia de factores que también tienen un efecto en la salud pública, como la comida, bebidas, productos de cuidado personal y aire contaminado.

Existen diferentes tipos de estudios epidemiológicos. Los estudios ecológicos son fáciles de hacer, son muy comunes y han generado una gran cantidad de información, pero aún existe la falta de precisión y la dificultad de obtener un tamaño útil de muestra. Otros tipos de estudios entre los que se puede elegir son los de sección transversal, casos y control y estudios de cohorte. Estos utilizan muestras más pequeñas, útiles para estudiar el agua regenerada. La elección se basa en el enfoque del estudio, es decir, si queremos conocer la posible causa de una enfermedad o si buscamos determinar los futuros efectos en muestras del medio ambiente (Sakaji, 1998).

La información obtenida de estudios retrospectivos puede estar limitada por el número de personas expuestas al agente causal, o por la posibilidad de definir un grupo de control que no está influido por dicho agente. En estudios prospectivos es más fácil obtener la información requerida debido a que el estudio poblacional se establece desde el principio, proveyendo suficientes personas capaces de participar en todo el periodo de la investigación. En este tipo de

estudios, las tasas de morbilidad y de mortalidad son insuficientes para establecer la relación causa-efecto, por lo que se debe obtener información que permita establecer el estado de salud y muerte de una población (riesgo actual). La sensibilidad de los estudios se puede mejorar si el segmento de la población analizada está en mayor riesgo.

Históricamente hablando, la aceptación de la calidad del agua desde un punto de vista microbiológico se basó en la evidencia epidemiológica que demuestra que el tratamiento tiene un impacto significativo en la transmisión de enfermedades, como el cólera y la fiebre tifoidea.

En países desarrollados, el riesgo de infecciones transmitidas por el agua es bajo, los estudios epidemiológicos ya no se consideran aplicables, y los estudios de riesgo ya se utilizan. Sin embargo, esto no ocurre en países en vías de desarrollo, donde los estudios epidemiológicos son todavía útiles, incluso en casos de reutilización sin contacto directo.

4.4. Consideraciones para recarga de acuíferos

Existen diversos factores a considerar en la recarga de acuíferos cuando el propósito es producir agua para consumo humano, que debe cumplir con ciertos parámetros, como los que se mencionan a continuación.

4.4.1. Pretratamiento de la descarga

Cuando se recargan los acuíferos para el consumo humano, es importante desarrollar programas eficientes en cuanto al pretratamiento de las descargas industriales al alcantarillado, por lo que los efluentes deberán tener características controladas. Aunque esto no es parte de la legislación de recarga, es, sin duda, un componente esencial. La presencia de descargas industriales en el sistema de alcantarillado es una preocupación, ya que contienen compuestos difíciles de determinar, eliminar, remover y predecir posibles efectos que se desconocen, por lo tanto deben ser separados del agua antes de ser infiltrados al acuífero. Debido a que las aguas tratadas son reutilizadas para el consumo humano, independientemente de si es intencional o no intencional, la descarga de compuestos tóxicos debe ser regulada.

4.4.2. Tratamiento pre-infiltración

El efecto tóxico de elementos y patógenos que pueden estar presentes en el agua regenerada no ha sido caracterizado ni estudiado a fondo; sin embargo, sí ha aumentado la certeza respecto de la capacidad tecnológica para eliminarlos. Además, hay que balancear los costos del tratamiento contra la necesidad de recarga. En ocasiones, se requiere un tratamiento previo a la infiltración, lo cual es aconsejable para permitir la introducción de nuevos procesos, a fin de no limitar el desarrollo tecnológico. En cuanto al tratamiento en sí, es conveniente establecer requerimientos de operación críticos y combinarlos con ciertos parámetros de calidad del agua tratada, para limitar el monitoreo.

4.4.3. Barrera múltiple

Las aguas residuales y el agua tratada contienen una gran cantidad de compuestos inorgánicos y

microbiológicos, de los cuales la mayoría pueden ser detectados, identificados y cuantificados. La tecnología de la cual actualmente se dispone puede eliminar la mayor parte de estos contaminantes para producir agua, la cual estará más limpia que el agua destinada a primer uso (agua natural). Sin embargo, el temor a que estén presentes algunos componentes orgánicos desconocidos y la dificultad de evaluar los riesgos de exposición a largo plazo conducen a una preferir sistemas de tratamiento basados en barreras múltiples, los cuales aseguran la confiabilidad del agua regenerada.

4.4.4. Otros parámetros

Entre los requisitos relacionados con la confiabilidad del proceso, los más importantes son: la implementación de controles continuos para ciertos parámetros, la instalación y automatización de alarmas, la facilidad de reemplazar piezas, la existencia de equipos automatizados en espera para utilizarse en caso de fallo, la existencia de un depósito de reactivos (especialmente los desinfectantes) y la instalación de fuentes de poder o fuentes de alimentación (Mujeriego, 1998).

Además de la dilución, el tiempo de retención en los acuíferos es un tratamiento natural. Frecuentemente, en la reutilización indirecta, el tratamiento natural se ve como un sistema redundante y como un sistema adicional que complementa la eficiencia de los sistemas de tratamiento. Por tal motivo, se necesitan reglamentos donde se establezcan la mezcla, dilución, el tiempo de retención y la distancia a la extracción. La relación de mezcla es, sin duda, un tema que debe ser definido en cada caso. Por ejemplo, en California, se establece que no debe superar 50 por ciento.

Cuando la reutilización es incidental, el proceso de extracción permite crear un límite en el reúso, el cual es establecido por la capacidad de asimilación del cuerpo receptor. El agua subterránea se mueve muy lentamente ya que depende de la transmisividad de los materiales del acuífero y del gradiente hidráulico. El tiempo que el agua permanece en el acuífero representa el tiempo requerido para refinar la calidad del agua de manera natural. Durante este tiempo, el monitoreo puede permitir reaccionar en caso de ser necesaria una medida correctiva, además de hacer saber que existe una barrera natural. La literatura indica que los tiempos de retención pueden ser de seis meses, cuando se utiliza la infiltración, y hasta 12 meses para la inyección directa (en California), pero hay otros ejemplos, como la Planta de Fred Hervey en El Paso, Texas, donde el tiempo de retención del acuífero es de dos años.

4.5. Necesidades de investigación en el tema. Una visión para el presente y el futuro

Establecer normas para promover la reutilización del agua para consumo humano es problemático, ya que se necesita encontrar una manera de mejorar la situación de quienes adquieren el reúso involuntario. Además, algunos países solo viven el presente y no toman en cuentan la perspectiva a futuro, pues parecen no saber que tal vez se enfrentarán a peores condiciones. Por esta razón, deben buscarse criterios que puedan evitar este tipo de problemas, tanto en el presente como en el futuro. Una solución podría

ser el tipo de criterios propuestos por Cotruvo, (2001).

Recarga del acuífero a través del suelo

- Tratamiento primario, desinfección y SAT, manejo de ciclos secos y húmedos, así como cargas hidráulicas y másicas que eliminen la colmatación del suelo con algas
- Tratamiento primario avanzado, desinfección y uso de ciclos secos y húmedos y evitar la colmatación en caso de que los sólidos en suspensión sean principalmente minerales
- Tratamiento secundario y desinfección con una buena operación del SAT
- Posible tratamiento avanzado bajo condiciones específicas del sitio
- Conocer los estándares del agua potable después de la percolación
- Monitoreo de coliformes, pH, cloro residual, estándares de agua potable, así como otros específicos del sitio
- Distancia del punto de extracción (600 m), dependiendo de los factores específicos del sitio

Recarga por inyección directa al acuífero potable

- Tratamiento secundario, filtración, desinfección, sistema de tratamiento de aguas residuales avanzado
- Conocer los estándares de agua potable, los coliformes totales no detectables en 100 mL, los límites de turbiedad, cloro residual 1mg/L, pH entre 6.5 y 8.5
- El monitoreo de la turbiedad y los coliformes fecales, cloro residual, pH y otros
- Distancia del punto de extracción (600 m) o dependiendo de los factores específicos del sitio

El desarrollo apropiado de los criterios con respecto al reúso debe seguir siendo estudiado. Algunos puntos a investigar son los siguientes:

- Cómo establecer riesgos microbiológicos más precisos para países desarrollados y en vías de desarrollo
- Presencia y concentración de patógenos y sustancias toxicas por región, monitoreo en tiempo real vía internet
- Concentraciones tóxicas y patógenos presentes en el agua regenerada, así como su impacto en la salud
- Tipos de patógenos, bacterias, virus y su comportamiento en las aguas residuales, agua tratada, agua regenerada y agua potable
- Comportamiento de cada tipo de virus durante el proceso de tratamiento
- Índice de atenuación sostenible de patógenos específicos y materiales orgánicos en el suelo y en el acuífero
- Desarrollo de modelos utilizando datos que establezcan el tiempo de residencia o distancia de extracción
- Alternativas a la cloración
- Evaluación del ambiente y riesgos para la salud, basados en los procesos del subsuelo
- Determinación del suelo y disminución del acuífero para diversos contaminantes de interés local

4.6. Marco legal referente a recarga de acuíferos

Dados los beneficios que representa la recarga de los acuíferos con agua regenerada, es necesario asegurar que los sistemas para su implementación no comprometan ninguno de los objetivos

de protección de la calidad del agua en los cuerpos de agua, así como la salud de la población. Este ha sido el objetivo de la normativa ambiental referente a recarga de acuíferos, tanto en el país como en el resto del mundo. En la Ilustración 4.1, sobre el esquema conceptual de los sistemas de manejo de las recargas de acuíferos, se presentan los tres puntos en los cuales se deben cumplir requerimientos normativos según lo especificado en las normas y directrices de los diferentes países: A –agua para recarga; B – agua infiltrada en la zona vadosa o saturada; C – agua extraída del acuífero para su utilización.

4.6.1. Legislación Europea y estadounidense en torno al manejo de recarga de acuíferos

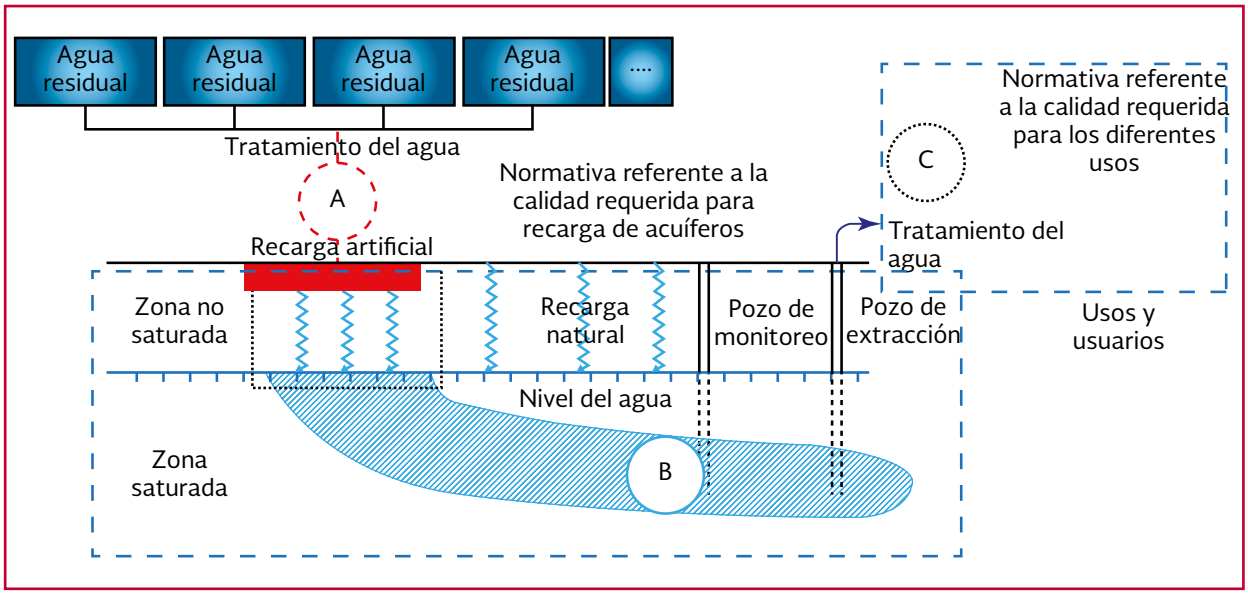
4.6.1.1. Water Framework Directive (2000/60/EC)-WFD

Los principales objetivos de las directrices WFD son promover el uso sustentable del agua, reducir la contaminación del agua, sobre todo por contaminantes prioritarios, disminuir los efectos de inundaciones y sequías, introduciendo un enfoque de planeación coordinada del manejo del agua dentro de cada cuenca hidrológica. Se establece que hasta el año 2015 los cuerpos de agua superficiales deben tener un buen estado ecológico y químico, y el agua en los acuíferos debe mantener su cantidad, y debe tener una buena calidad química. En las directrices se presenta un programa de medidas para lograr estos objetivos (Art. 11 WFD). Una de las medidas mencionadas es la recarga artificial de acuíferos, y se indican requerimientos que se deben cumplir antes de autorizar la recarga artificial de un acuífero.

4.6.1.2.Groundwater Directive (2006/118/EC)

Las directrices referentes a la protección del agua subterránea de contaminación y deterioro (GWD por sus siglas en inglés) buscan establecer medidas específicas para prevenir y contro-

Ilustración 4.1 Puntos de cumplimiento con requerimientos normativos de calidad del agua dentro del esquema de manejo del acuífero



lar la contaminación del agua subterránea. Se precisan criterios para evaluar el estado químico del agua basados en: estándares de calidad del agua subterránea (para nitratos y pesticidas) y valores umbral para contaminantes e indicadores de contaminación. La Comisión Europea publicó recientemente una guía de procedimientos para identificar compuestos relevantes y determinar su límite máximo de concentración (EC, 2009).

El Artículo 6 de la GWD demanda establecer medidas para prevenir entradas de contaminantes peligrosos al agua de los acuíferos, así como para controlar y limitar entradas del resto de los contaminantes potenciales, de manera que no se deteriore la calidad del agua o que no se provoque incremento de la concentración de algún contaminante.

Dentro de la lista de contaminantes peligrosos cuyo ingreso al acuífero debe ser evitado, están: compuestos orgánicos halogenados y sustancias que pueden formar estos compuestos en el ambiente acuático, compuestos organofosforados, sustancias y preparaciones o subproductos con propiedades cancerígenas o mutagénicas demostradas o con propiedades que puedan afectar las funciones estrogénicas, tiroidales o de reproducción, hidrocarburos persistentes, compuestos orgánicos tóxicos y persistentes, cianuros, metales y sus compuestos, biocidas.

Contaminantes cuyo ingreso al acuífero debe ser controlado y limitado son: sólidos suspendidos, sustancias que contribuyen a la eutrificación (en particular nitratos y fosfatos), sustancias que tienen un efecto desfavorable en el balance de oxígeno y pueden ser medidos mediante los parámetros DBO, DQO y otros, sustancias para los cuales se han establecido límites máximos permisibles, tales como cloruros, sulfatos y similares.

Los límites máximos permisibles de los estándares de calidad deben establecerse como mínimo en la mejor práctica establecida y la mejor técnica disponible (Art. 6(1)(b) GWD). La capacidad natural de atenuación de la zona no saturada puede ser tomada en cuenta para definir las medidas tanto de prevención como de control y limitación. Para la limitación se pueden considerar los procesos de atenuación en la zona saturada.

En principio, la recarga artificial de las aguas subterráneas con aguas residuales tratadas no es excluida por la WFD ni por la GWD. Por lo anterior, la recarga puede ser implementada siempre y cuando se tomen las siguientes medidas: permiso o autorización, control y monitoreo (Mediterranean Wastewater Reuse Working Group, 2007). Sin embargo, es deseable un compromiso más explícito que la legitimidad en la implementación de una fuente no convencional de agua para recarga de acuíferos, con la finalidad de evitar decisiones potencialmente controversiales.

4.6.1.3.Normativa referente al uso del agua

El tercer punto de cumplimiento es el referente a la calidad del agua extraída del acuífero para su uso. La calidad del agua recuperada, de acuerdo con el esquema de recarga, debe ser ajustada a los requerimientos de calidad para el uso que se le desea dar.

Si es un uso potable el agua debe cumplir con los estándares establecidos de agua potable. En Europa hay varios documentos que presentan

especificaciones para la calidad del agua para diferentes tipos de uso, como protección de vida acuática o uso potable. Sin embargo, las directrices Water Framework Directive se han sobrepuesto actualmente. Su objetivo es alcanzar en todos los cuerpos de agua estándares que permitan los dos usos mencionados. Aparte de este enfoque general, existen pocas regulaciones y guías nacionales referentes a diferentes tipos de usos del agua. La calidad requerida para uso industrial se determina mediante requerimientos técnicos y es definida por la misma industria.

Las autoridades enfocan sus actividades en la regulación de los usos del agua que pueden representar un peligro potencial para la salud humana. Por ello se aborda con mayor énfasis el tema de la calidad para uso potable.

4.6.1.4. Drinking Water Directive (DWD, 98/83/EC)

El objetivo de las directrices DWD es proteger la salud humana de los efectos adversos de cualquier contaminante del agua destinada a consumo humano, asegurando que esta sea segura para la salud y limpia (Artículo 1). En su versión actual, tras definir la calidad del agua potable, las directrices enfatizan cumplir obligatoriamente valores indicados para los parámetros de calidad. Se cubren tanto los constituyentes microbiológicos y químicos como algunas características físicas.

4.6.1.5. Prospectiva en los conceptos de seguridad del agua

Para un manejo más global de la calidad del agua potable, la Organización Mundial de Salud ha desarrollado el concepto Planes de Seguridad Hídrica (WHO, 2005). Los principales objetivos de un Plan de Seguridad Hídrica son: asegurar un buen suministro de agua potable, minimizar la contaminación del agua en la fuente, la remoción de los contaminantes mediante procesos de tratamiento, la prevención de recontaminación durante el almacenamiento y la distribución del agua.

Los Planes de Seguridad Hídrica ayudan a minimizar el peligro, caracterizar los riesgos y evitar posibles problemas mediante monitoreo y control de la calidad del agua. Se pone mucha atención en el enfoque preventivo: el control comienza en la fuente del agua y termina en el consumidor, pasando por toda la cadena de suministro de agua. Estos principios están reflejados en la EU Drinking Water Directive.

Un gran número de plantas potabilizadoras ya cumplen los objetivos de mejorar aspectos de contaminación bacteriológica, de contaminación con sustancias químicas (inclusive sustancias provenientes del contacto del agua potable con productos de la construcción), así como evaluación y manejo del riesgo (WHO, 2007).

Como Bixio et al. (2008) lo destacan, este cambio del control del cumplimiento en el punto final al énfasis en el manejo del riesgo a lo largo de la cadena de producción, es un buen acercamiento para los esquemas de recarga de acuíferos, especialmente cuando se destinará a un uso final tan sensible, como el reúso potable.

4.6.1.6. Regulaciones y guías referentes a recarga de acuíferos

Las legislaciones antes mencionadas establecen un marco amplio en el cual se puede desarrollar

la recarga de acuíferos. Sin que esto signifique que están orientadas exclusivamente a la implementación de recarga artificial de acuíferos. De acuerdo con Dillon et al. (2006), se necesitan reglas científicamente fundamentadas para realizar este tipo de recarga.

A continuación se presentan algunas legislaciones nacionales y regionales, en las cuales se observan conceptos diferentes para alcanzar el objetivo primordial de protección de la salud. El tema principal es el cumplimiento con los estándares de calidad del agua en el punto de la recarga o en el punto del uso. Esto hace plantear la pregunta dónde es preferible exigir un alto grado de tratamiento: antes de la inyección al acuífero o después de que el agua sea extraída.

4.6.1.7. Situación legal en España

En diciembre de 2007, el Gobierno de España aprobó y publicó el Real Decreto 1620/2007, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. El decreto define las condiciones para la autorización del reúso del agua. Se especifican varios tipos de reúso, se excluyen otros y se establecen criterios de calidad de las aguas regeneradas designadas para diferentes reúsos: para el consumo humano (salvo situaciones de catástrofe en las cuales la autoridad sanitaria fijaría los niveles de calidad exigibles y los usos), para los usos propios de la industria alimentaria, para el uso de aguas de proceso y limpieza en la industria alimentaria, para uso en instalaciones hospitalarias y otros usos similares, para el cultivo de moluscos filtradores en acuicultura, para el uso recreativo como agua de baño, para el uso en torres de refrigeración y condensadores evaporativos, excepto en lo previsto para uso industrial en el anexo I.A.3 calidad 3.2, para el uso en fuentes y láminas ornamentales en espacios públicos o interiores de edificios públicos, para cualquier otro uso que la autoridad sanitaria considere un riesgo para la salud de las personas o un perjuicio para el medio ambiente, cualquiera que sea el momento en el que se aprecie dicho riesgo o perjuicio.

En el Real Decreto 1620/2007, la recarga de acuíferos por infiltración o inyección directa se clasifica como un uso ambiental. Se especifican valores máximos admisibles para huevos de helmintos, E. coli, SST, turbiedad, nitrógeno total y nitratos. Los criterios de calidad para la reutilización de agua residual depurada en recarga de acuíferos por percolación e inyección directa se presentan en la Tabla 4.2. El mencionado decreto también presenta disposiciones referentes a los contaminantes altamente prioritarios y otros con-

Tabla 4.2 Criterios de calidad para la reutilización de agua residual depurada en recarga de acuíferos por percolación e inyección directa sedún el Decreto Royal 1620/2007

Uso del agua residual regenerada	Criterios microbiológicos		Criterios físico-químicos		Otros criterios
	Nemátodos intestinales	E. Coli, UFC/100 mL	SST, mg/L	Turbiedad	
Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno	No se fija límite.	< 1 000	< 35	No se fija límite	Nt < 10 mgN/L NO_3<25 mg NO_3/L
Recarga de acuíferos por inyección directa	< 1 huevo·10/L	0	< 10	< 2 UNT	Ntl < 10 mgN/L NO_3< 25 mg NO_3/L

taminantes, en ambos casos se presentan listas. Se indica que las autoridades pueden fijar límites adicionales de contaminantes y parámetros. En cuanto al control de la calidad del agua en el acuífero, se hace referencia a la directiva 80/68/EEC. No hay especificaciones referentes al control de la calidad del agua extraída del acuífero.

4.6.1.8. Regulaciones en California (EUA)

El Departamento de Salud Pública de California ha emitido una serie de regulaciones referentes al reúso del agua. El *Title 22* contiene estas regulaciones y establece requerimientos de calidad de agua muy estrictos y se ha convertido en sinónimo de agua altamente tratada. La sección referente a recarga de acuíferos (Artículo 5.1) establece que el agua regenerada usada con la finalidad de recarga de acuíferos para abastecimiento doméstico debe ser de una calidad tal que permita proteger completamente la salud pública. La entidad mencionada emitirá recomendaciones específicas para cada caso de recarga en el cual se involucra un riesgo potencial para la salud pública. Estas recomendaciones se basarán en los siguientes aspectos relevantes: tratamiento del agua, cantidad y calidad del efluente, área de la recarga, características del suelo, hidrogeología, tiempo de residencia y distancia desde el punto de recarga hasta el punto de extracción del agua del acuífero.

Se especifican valores máximos permisibles para microorganismos patógenos (cumplimiento con especificaciones para agua residual filtrada o agua regenerada desinfectada), coliformes totales, remoción de virus, turbiedad promedio y máxima (dependiendo del tipo de filtración), Ntotal y nitratos, características físicas y químicas, algunos compuestos químicos orgánicos e inorgánicos, subproductos de la desinfección, Pb, Cu, COT, compuestos tóxicos prioritarios, constituyentes que indican presencia de aguas residuales municipales (compuestos disruptores endócrinos, compuestos farmacéuticos entre otros). Referente al control de la calidad del agua en el acuífero, se especifican: Ntotal, nitratos y nitritos, COT, contaminantes orgánicos, coliformes totales, otros contaminantes.

Una propuesta reciente fue incorporada al *Title 22*. En junio del 2014 se indica que para recarga de acuíferos y proyectos de reúso con la finalidad de aumentar los recursos de agua para abastecimiento doméstico, se sugiere monitoreo y control exhaustivos del agua regenerada antes de la recarga. Se especifica un tiempo mínimo de residencia de 60 días, si bien se indica que este valor arbitrario no refleja adecuadamente las condiciones específicas de un determinado lugar. Las regulaciones promueven un tratamiento sofisticado del agua antes de la recarga y consideran un seguimiento de la calidad del agua en la zona cercana a la recarga mediante pozos de monitoreo para determinar la evolución de la calidad del agua. No hay especificaciones referentes al control de la calidad del agua extraída del acuífero.

4.6.1.9. Guías en Australia

Dentro de su Estrategia Nacional de Manejo de la Calidad del Agua, el gobierno de Australia ha emitido un conjunto de documentos que integran la Guía Australiana de Reúso del Agua (NWQMS, 2006, 2008, 2009). Los documentos son básicamente de consulta dirigidos a los interesados en el tema de recarga de los acuíferos. Uno de los documentos trata sobre el manejo del riesgo para la salud y el ambiente; otro cubre los requerimientos especializados para

aumentar la capacidad de las fuentes de agua potable o para manejar sistemas para recarga de acuíferos (NWQMS, 2008) (NWQMS, 2009).

Las guías no establecen valores para los parámetros de calidad de agua ya que estos se establecen en otros documentos referentes a cada uso. Solo se presentan los principios y el marco teórico para una implementación segura de sistemas de reúso y un enfoque integral de las actividades de reúso del agua. Agua segura será el resultado de sistemas de análisis y manejo adecuados, mientras que el método preventivo de barreras múltiples es un concepto clave.

Hay una combinación de control en la fuente, pretratamiento, atenuación durante la residencia del agua en el suelo, postratamiento que permite obtener el riesgo bajo requerido. Los objetivos de calidad de agua potable se establecen en las Australian Drinking Water Guidelines (2004, con actualizaciones en 2011 y 2014) complementada por la guía Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health Environmental Risks (Phase2) Augmentation of Drinking Water Supplies (2008), que cubre constituyentes no considerados en el documento anterior. Mientras que las regulaciones de España y California tienen un estatus legal, las guías australianas tienen un carácter consultivo, pero algunos estados de Australia han logrado convertir la guía en un documento de observancia obligatoria.

El monitoreo para verificar que todos los valores ambientales relevantes están protegidos se lleva a cabo en el margen de la zona de atenuación, incluso cuando el acuífero se usa como fuente de agua potable. Las medidas preventivas y el monitoreo de verificación son proporcionales al riesgo para la salud humana y para el ambiente.

Se observa que las regulaciones tienden a poner valores verificables de los límites para parámetros seleccionados con la finalidad de asegurar la protección durante el reúso. El enfoque en la legislación española es definir la calidad del agua para la recarga. La regulación californiana demanda, además, un monitoreo de la calidad del agua en el acuífero. Cabe mencionar que las recomendaciones californianas son diseñadas para recarga de acuíferos usados como fuente de agua potable, mientras que la legislación española excluye explícitamente el reúso de agua regenerada para consumo humano.

4.7. Normativa Mexicana para reúso del agua residual en la recarga de acuíferos

El *Diario Oficial de la Federación* (agosto 18 del 2009) publicó la Norma Oficial Mexicana NOM-014-CONAGUA-2003, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada, con el objetivo primordial de proteger los acuíferos e incrementar la disponibilidad del agua subterránea de buena calidad. A continuación se cita solo la introducción a dicha norma. En el Anexo A se presentan los siguientes puntos detallados:

1. Objetivo
2. Campo de aplicación
3. Referencias
4. Definiciones
5. Clasificación
6. Requisitos
7. Operación del sistema de recarga
8. Verificación
9. Observancia

10. Concordancia con normas internacionales
11. Bibliografía
12. Vigencia

Protocolo para la elaboración de un modelo de flujo subterráneo

Introducción a la Norma Oficial Mexicana NOM-014-CONAGUA-2003

En México, el agua subterránea es un recurso vital para el desarrollo de todos los sectores, debido a que en más de 50 por ciento de su territorio prevalecen los climas seco y semi seco. Actualmente, el subsuelo es la fuente que sostiene el riego de unos dos millones de hectáreas, la tercera parte de la superficie total bajo riego; suministra cerca de 70 por ciento del volumen de agua que requieren las ciudades para uso público-urbano, en donde se concentran unos 60 millones de habitantes; abastece a la mayoría de las instalaciones industriales, y satisface casi la totalidad de las demandas de agua de la población rural. La cuantiosa reserva de agua almacenada en los acuíferos regionales es un recurso valioso que ha propiciado el desarrollo de las zonas áridas y que permite compensar las variaciones estacionales de la precipitación pluvial y del escurrimiento superficial, especialmente durante las sequías cíclicas naturales que afectan algunas regiones de nuestro país.

Debido a la creciente demanda de agua subterránea y a su lenta renovación, en los últimos 40 años, la reserva de cerca de 100 acuíferos fue minada por sobreexplotación y se sigue mermando al ritmo actual de unos 5400 millones de metros cúbicos por año (Mm^3/año). Un grave impacto ecológico fue generado en las primeras décadas de sobreexplotación (1960-80) mediante: agotamiento de manantiales, desaparición de lagos y humedales, merma del gasto base de ríos, eliminación de vegetación nativa y pérdida de ecosistemas. Otros efectos de la sobreexplotación fueron: disminución del rendimiento de los pozos, incremento de los costos de extracción, asentamiento y agrietamiento del terreno, contaminación del agua subterránea, intrusión salina en acuíferos costeros, fuerte competencia entre sectores. Muchas de las ciudades más importantes son abastecidas a costa del minado de los acuíferos subyacentes; conforme estos han resultado insuficientes, se ha incrementado gradualmente la importación de agua de áreas o de cuencas adyacentes para complementar su abasto. Sin embargo, esta solución es cada vez menos viable conforme disminuye la disponibilidad de agua y aumentan tanto los costos asociados a su importación como la oposición de la población rural a que sea transferida a las ciudades a costa del desarrollo local.

La mayor parte de la reserva aprovechable está, o estaba, almacenada en los primeros cientos de metros a partir de la superficie del terreno, en los acuíferos más permeables, de renovación más dinámica, económicamente más accesibles y que contienen agua de mejor calidad. A profundidades mayores de varios cientos de metros, la reserva de agua almacenada en los acuíferos regionales puede ser cuantiosa; pero su disponibilidad es incierta a causa de varios factores: en gran parte, no es renovable; la inevitable imprecisión con que se pueden determinar las características de acuíferos profundos; conforme aumenta la profundidad, la permeabilidad y la porosidad de las rocas acuíferas decrece debido a la compactación por peso propio; la renovación y el flujo del agua suelen ser tan lentos que, para fines prácticos, puede considerarse como "fósil" y, por lo mismo, su sa-

linidad total o su contenido de algunos elementos químicos suelen ser elevados. En todo caso, por alto costo de extracción, su captación solo estaría al alcance de los usos más productivos y menos consumidores de agua.

En las zonas de acuíferos sobreexplotados, tal situación compromete el desarrollo sostenible de todos los sectores, con serias repercusiones sobre la economía nacional. Por otra parte, a futuro se espera un importante incremento de la demanda de agua, principalmente para usos público-urbano e industrial, y a causa de los cambios climáticos globales, cabe la posibilidad de que ocurran sequías más severas, prolongadas y frecuentes. Lo anterior reclama una administración más racional de la reserva de agua subterránea, que considere las limitaciones impuestas por su lenta renovación y otras restricciones físicas, económicas y ambientales, para propiciar su aprovechamiento flexible y prevenir su sobreexplotación destructiva. Por ello, el enfoque actual en la gestión de las aguas subterráneas tiende a una estrategia integral que incluye, entre otros aspectos: el manejo de la demanda en todos los sectores (conservación y uso eficiente), el reúso, la participación más activa de los usuarios en la gestión del agua, el diseño de estrategias para la estabilización de acuíferos sobreexplotados y la aplicación de la tecnología de la recarga artificial para preservar e incrementar la reserva de agua subterránea.

La recarga artificial es una tecnología que se aplica con diferentes objetivos; los más comunes son: atenuar efectos de sobreexplotación, tales como abatimiento de los niveles del agua, asentamientos del terreno o intrusión salina; dar tratamiento natural al agua en el subsuelo; manejar los acuíferos como vasos de almacenamiento y regulación, y utilizar el subsuelo como una red natural de acueductos. Desde el punto de vista técnico, la factibilidad de la recarga artificial depende, entre otros factores, de que exista agua disponible para tal fin y de que esta sea de calidad tal que no deteriore la calidad del agua subterránea nativa o que sea factible su tratamiento para prevenir riesgo de contaminación. Las fuentes de recarga a considerar son: las aguas meteóricas colectadas en instalaciones urbanas, los escurrimientos extraordinarios generados por lluvias torrenciales, el agua superficial regulada en presas de almacenamiento y las aguas residuales de las zonas urbanas-industriales. Estas últimas constituyen un cuantioso recurso potencial para recarga, por su permanencia y magnitud creciente, aunque en gran parte ya es utilizado con fines agrícolas, en la mayoría de los casos sin tratamiento alguno. El volumen de aguas residuales municipales generado en el país asciende a 209.8 m^3/s, de estas son tratadas 60.5 m^3/s; para el año 2012, las 2,342 plantas en operación en el país trataron 99.8 m^3/s, es decir, 47.5 por ciento de los 210.2 m^3/s recolectados en los sistemas de alcantarillado. (Conagua. *Estadísticas del agua en México*. pág. 2013). A la fecha, existen cinco distritos de riego, Hidalgo (3), Chihuahua (1), Puebla (1) y Estado de México (1), que aprovechan las aguas residuales para irrigar campos de cultivo. Se han identificado alrededor de 11 distritos de riego, distribuidos en 10 estados de la República (Guanajuato, Baja California, Morelos, Coahuila, Michoacán, Tamaulipas, Sonora, Sinaloa y Veracruz), con capacidad de reutilizar aguas residuales para fines agrícolas.

En general, el agua meteórica y la superficial que no han transitado por focos potenciales de contaminación pueden ser aplicadas a la recarga artificial sin restricciones en cuanto a su calidad. Por el

contrario, la recarga artificial con aguas residuales puede provocar deterioro de la calidad del agua subterránea y daños a la salud pública, especialmente cuando se pretende recuperar el agua de recarga para consumo humano o cuando cabe la posibilidad de que esta migre incidentalmente hasta captaciones que suministran agua para ese uso.

En vista de la situación expuesta y del creciente interés en aplicar la tecnología de la recarga artificial, manifestado tanto por instituciones públicas como por particulares, resulta de utilidad pública emitir un ordenamiento normativo al respecto. La presente Norma Oficial Mexicana regula el uso de las aguas residuales en la recarga artificial de acuíferos, y considera al suelo y subsuelo como una planta de tratamiento natural que puede ser aprovechada con una combinación adecuada de pretratamiento-tratamiento natural-postratamiento, compatible con el método de recarga y con el uso que se le pretenda dar al agua recuperada.

5

Tratamiento del agua residual para recarga de acuíferos

En este capítulo se presenta una serie de opciones tecnológicas de tratamiento del agua que permiten obtener agua con la calidad requerida para recarga de acuíferos. Se describen los sistemas convencionales y tratamientos avanzados, así como trenes de tratamiento que consideran la implementación de barreras múltiples para la protección de la salud en sistemas de recarga de acuíferos con aguas residuales tratadas. Se presentan tecnologías utilizadas en diferentes sistemas de recarga de acuíferos en diversas partes del mundo. Con base en la información recopilada, se plantean diferentes opciones de trenes de tratamiento avanzado de los efluentes secundarios y se realiza su evaluación.

5.1. Consideraciones generales

Los sistemas de tratamiento de agua residuales típicas en los países desarrollados incluyen por lo menos dos pasos. El primero suele basarse en las propiedades físicas, es decir, eliminar el material sedimentable y flotante. El segundo es el tratamiento secundario, el cual es un proceso biológico que se utiliza para eliminar la materia orgánica. Debido a que no se remueven por completo algunos contaminantes en esta etapa, a menudo se utiliza un tercer paso o tratamiento terciario, que refina la calidad del efluente. Esto dependerá de los problemas específicos de un país o una zona.

El proceso de obtención de un agua residual regenerada consta fundamentalmente de cuatro elementos:

1. Un control de descargas a la red de saneamiento que asegure la ausencia de contaminantes que puedan impedir la reutilización del agua regenerada
2. Un tratamiento biológico secundario capaz de producir un efluente con un contenido de SST inferior a 10-20 mg/L y valores equivalentes de DBO
3. Un tratamiento adicional destinado a reducir el contenido de SST y turbiedad del efluente secundario a los niveles exigidos, así como a la completa desinfección del mismo. Este proceso de tratamiento constituye propiamente la fase de regeneración del agua residual
4. Un depósito regulador de los caudales de agua regenerada, a fin de adecuar la producción de la planta a la demanda de uso y asegurar una cierta reserva de agua regenerada

Los extensos trabajos de experimentación y de seguimiento de las instalaciones de regeneración

de agua residual existentes en California y Florida ponen de manifiesto que un buen efluente secundario, filtrado mediante un filtro de arena, o de arena y carbón, con la adición de coagulante (alúmina, generalmente), y una desinfección con cloro con un tiempo de contacto de entre 30 minutos (Florida) y 2 horas (California), hasta alcanzar la eliminación de coliformes, permite obtener un agua regenerada desprovista de virus y bacterias patógenas. Por lo tanto, esta agua residual regenerada ofrece una garantía de calidad similar a la de un agua potable de consumo público (Asano, 1998), cuando se trata de utilizarla para usos no potables.

El grado de automatización y control de las plantas de regeneración de agua existentes es muy variado, pero se debe exigir como mínimo los siguientes controles:

- Un buen seguimiento del proceso de tratamiento biológico mediante muestreos integrados diarios, como mínimo. Es de suma importancia realizar al menos un análisis diario de coliformes fecales (muestra compuesta), la cual debe tomarse en el efluente del proceso de desinfección
- Tener un control continuo de la turbiedad del efluente secundario y del mismo efluente una vez filtrado
- Tener un control de la concentración de desinfectante al término del proceso para garantizar la ausencia de microorganismos patógenos durante su distribución y almacenamiento

En general, las plantas de tratamiento de agua destinadas a usos municipales (riego agrícola

Tabla 5.1 Tipos de tratamiento utilizados para la remoción de diferente contaminantes

Proceso	Sólidos suspendidos	Coloides	Materia orgánica	Materia orgánica disuelta	Nitrógeno y fósforo	Constituyentes traza	Sólidos disueltos totales	Bacterias	Protozoos y helmintos	Virus
Tratamiento secundario	x			x						
Secundario con remoción de nutrientes				x	x					
Filtración profunda	x							x	x	
Filtración superficial	x		x					x	x	
Microfiltración	x	x	x					x	x	
Ultrafiltración	x	x	x					x	x	x
Flotación de aire disuelto	x	x	x						x	x
Nanofiltración			x	x		x	x	x	x	x
Ósmosis inversa				x	x	x	x	x	x	x
Electrodiálisis		x					x			
Carbón activado				x		x				
Intercambio iónico					x	x	x			
Oxidación			x	x						
Desinfección			x					x	x	x

y de jardinería) e incluso industrial (refrigeración) suelen ser explotadas por los propios municipios, bien directamente o por medio de una empresa de servicios. Estas plantas de regeneración guardan un gran parecido con las plantas potabilizadoras de agua, en cuanto que todo el personal está convencido de la necesidad de producir un agua de calidad satisfactoria y de aplicar medidas correctoras urgentes, ante cualquier alteración del proceso, para evitar que un agua de insuficiente calidad pueda salir de la planta de regeneración. Generalmente, los municipios son los encargados de la distribución y gestión del agua regenerada, lo que constituye un nuevo servicio público de calidad.

De acuerdo con la calidad del agua que se requiera para la recarga del acuífero, se decide el tipo de tratamiento, es decir, quizá sea necesario un tratamiento primario (si el agua cuenta con sólidos o materia coloidal) o remoción de algún nutriente. En la Tabla 5.1 se presentan diferentes alternativas para la remoción de contaminantes específicos.

Los tratamientos terciarios o regeneradores que se utilizan como complemento al proceso convencional de depuración biológica, permiten eliminar contaminantes disueltos o en suspensión, elementos nutritivos, metales específicos y otros componentes peligrosos. La gama de tratamientos terciarios disponibles actualmente se divide en tres grandes grupos: físico-químicos, biológicos y de desinfección.

5.2. Pretratamiento y tratamiento primario

Para separar los sólidos más grandes existen sistemas de macrofiltración, desbaste, desarenado, entre otros. También hay sistemas de sedimentación mediante procedimientos físicos (balsas de decantación, filtros de flujo horizontal de grava) y químicos (la adición de aditivos coagulantes y floculantes) para los sólidos más finos.

5.2.1. Cribado

Este método es utilizado para la reducción de sólidos en suspensión de tamaños distintos. El sistema de cribado está constituido por una serie de rejillas, su abertura dependerá del tamaño de la partícula a remover y su limpieza puede ser manual o mecánica. Los productos recogidos son eliminados por incineración o por procesos de digestión anaerobia. El material sólido recogido se suele clasificar en fino y grueso.

Las rejillas de finos tienen aberturas de 5 mm o menos. Pueden estar fabricadas de malla metálica de acero, o placas o chapas de acero perforado y pueden usarse en lugar de tanques de sedimentación. Sin embargo, aunque pueden llegar a eliminar entre 5 - 25 por ciento de sólidos en suspensión, de 40 - 60 por ciento se eliminan por sedimentación. Por esta razón y también porque el atascamiento es normalmente un problema, el uso de tamices finos o con abertura pequeña no es muy normal. Las rejillas o cribas de gruesos tienen aberturas que pueden oscilar entre 4 y 9 mm. Se utilizan como elementos de protección para evitar que sólidos de grandes dimensiones dañen las bombas de los equipos mecánicos. También se puede utilizar trituradoras en lugar de rejillas gruesas debido a que estos elementos rompen o desgarran los sólidos en suspensión, que se eliminan por sedimentación.

5.2.2. Desarenador

El objetivo del desarenador es separar del agua residual, la arena y partículas en suspensión gruesa, con el fin de evitar que se produzcan depósitos en las obras de conducción, proteger las bombas de la abrasión y evitar sobrecargas en los procesos posteriores de tratamiento. El desarenado se refiere normalmente a la remoción de las partículas superiores a 0.2 mm. El desarenador más utilizado es el de flujo horizontal, en donde la velocidad del agua se controla mediante un vertedero a la salida. Para permitir el transporte de la mayor parte de partículas orgánicas y que el material pesado inorgánico sedimente, el desarenador debe estar diseñado para operar a una velocidad de flujo de 30 cm/s, aproximadamente.

El desarenador de tipo aireado consiste en un tanque aireado, de flujo en espiral, en el cual la velocidad del flujo se controla con las dimensiones de la unidad y por la cantidad de aire suministrado. La longitud del canal desarenador estará determinada por la profundidad requerida por la velocidad de asentamiento y por la sección de control. El área de la sección trasversal del canal estará definida por el caudal y por el número de unidades o canales. Se recomienda una longitud mínima adicional igual a dos veces la profundidad máxima de flujo. El tiempo típico de residencia hidráulica (TRH) es de un minuto.

5.2.3. Remoción de aceite

La remoción de aceite generalmente se lleva cabo cuando hay desechos industriales con grandes cantidades de agua y aceite. Los líquidos, pastas y demás cuerpos no miscibles con el agua, pero que tienen un peso específico menor y, por lo tanto, tienden a flotar en la superficie, pueden ser retenidos en dispositivos muy simples, denominados tanques desengrasadores o tanques retenetores. Estos tanques deben propiciar una permanencia tranquila del agua residual durante un tiempo suficiente para que la partícula a ser removida pueda recorrer la trayectoria entre el fondo y la superficie. El tiempo de retención dependerá del tipo de aceite: si es mineral (hidrocarburos), su densidad es de 0.8 kg/L, aproximadamente, por lo que se requerirán 3 min en tanques con capacidad de 10 L/s y hasta 5 min en tanques mayores a 20 L/s. Las dimensiones de estos tanques deben cumplir con la relación 1.8:1. El área superficial se calcula por la tasa de aplicación de 4 L/(s m^2), o bien el área deberá ser 0.25 m^2 para cada L/s de caudal.

Una variante son los separadores tipo API, que consiste en un tanque rectangular de dos metros de profundidad y una longitud de diez veces el ancho del tanque. El agua fluye de un extremo al otro y las grasas y aceites son removidos de la superficie del agua. Existen arreglos de placas de coalescencia que pueden mejorar la eficiencia de separación de estos sistemas simples, pues ayudan a romper las emulsiones y a sedimentar sólidos aceitosos en forma de lodos.

Otra modalidad para la retención de grasas y aceites en tanques es suministrar aire difuso en el fondo para provocar la flotación de la materia orgánica. En este sistema, la relación entre la distribución del tamaño de la partícula, el número y tamaño de las burbujas de aire son críticos para una operación eficiente.

5.2.4. Sedimentación primaria

Operación física en la que se aprovecha la fuerza de la gravedad que hace que una partícula más densa que el agua tenga una trayectoria descen-

dente y que se deposite en el fondo del sedimentador. Esta operación será más eficaz cuanto mayor sea el tamaño y la densidad de las partículas a separar del agua, es decir, cuanto mayor sea su velocidad de sedimentación, que es el principal parámetro de diseño de estos equipos.

El proceso de sedimentación puede realizarse de tres maneras:

Sedimentación discreta: las partículas que se depositan mantienen su individualidad, es decir, no se someten a procesos de coalescencia con otras partículas. En este caso, las propiedades físicas de las partículas (tamaño, forma, peso específico) no cambian durante el proceso. Generalmente se utilizan sedimentadores rectangulares para lograr que la velocidad de desplazamiento horizontal del agua sea constante. Estos equipos suelen ser poco profundos, dado que, al menos teóricamente, este parámetro no influye en la eficacia de la separación. El principal parámetro es el área horizontal del sedimentador.

Sedimentación con floculación: la aglomeración de las partículas va acompañada de cambios en la densidad y en la velocidad de sedimentación o precipitación. El tipo de sedimentadores generalmente utilizados para la floculación son los circulares, ya que el tamaño del flóculo aumenta al descender las partículas, y por lo tanto aumenta su velocidad de sedimentación. En este sistema, el flujo del agua suele ser radial: desde el centro hacia el exterior.

Sedimentación por zona: las partículas forman una especie de manta que sedimenta como una masa total, lo que genera una interfaz respecto de la fase líquida.

Como alternativa a los sedimentadores poco profundos, se han creado los sedimentadores lamelares, que consiguen una mayor área de sedimentación en el mismo espacio. Consisten en tanques de poca profundidad que contienen paquetes de placas (lamelas) o tubos inclinados respecto a la base, y por cuyo interior se hace fluir el agua de manera ascendente. Las partículas se acumulan en la superficie inferior, y pueden ser removidas del fondo del sedimentador.

Las partículas depositadas en el fondo de los equipos (que en esta forma reciben el nombre de fangos) son arrastradas mediante rastras, sobre el fondo mismo, hasta la salida. En ocasiones, estos fangos, y en la misma planta de tratamiento, se someten a distintas operaciones para reducir su volumen y darles un destino final.

5.2.5. Proceso de tratamiento compuesto por coagulación, floculación y sedimentación

El proceso de tratamiento compuesto por coagulación, floculación y sedimentación consiste en precipitar simultáneamente las diversas clases de contaminantes de aguas residuales sanitarias, atrapados en flóculos fáciles de eliminar del agua. La versatilidad del proceso permite duplicar la capacidad y la eficiencia de plantas preexistentes prácticamente sin la necesidad de obras civiles. Se trata de una estrategia que combina la eficiencia de tratamiento requerida en el mundo entero con el presupuesto disponible en los países en vías de desarrollo.

El TPA consiste en un proceso de coagulación-floculación que utiliza dosis apropiadas de sales de metal o polímeros para mejorar la remoción de sólidos suspendidos y otros contami-

nantes presentes en las aguas residuales domésticas mediante sedimentación o precipitación de las partículas y coloides.

Las etapas del proceso de tratamiento son las siguientes:

Coagulación: la adición de 5 a 50 mg/L de una sal inorgánica de hierro (clorato o sulfato férrico) o de aluminio (sulfato o policlorato de aluminio) provoca la coagulación inmediata de las aguas residuales. Los sólidos suspendidos, la materia coloidal y los organismos patógenos son precipitados en forma de microflóculos. El fosfato, los metales pesados y el gas sulfhídrico son insolubilizados en los microflóculos.

Floculación: La adición de 0.1 a 0.5 mg/L de un compuesto orgánico de tipo polielectrólito aniónico genera una red de microfilamentos adhesivos, dispersos en el agua residual. Esos microfilamentos forman una red que captura los microflóculos y causa su agregación progresiva, lo que genera flóculos de mayor tamaño, que son eliminados más fácilmente. El objetivo específico del proceso TPA es generar flóculos con una mayor capacidad de capturar contaminantes, y estructuralmente resistentes y densos para facilitar su separación del agua.

Separación de sólido-líquido: los flóculos pueden ser removidos del agua en uno de tres niveles: en el fondo (por sedimentación), en la superficie (por flotación), o en la columna de agua (por microtamizado). La sedimentación es el proceso más adoptado por utilizar la fuerza de gravedad, que es perpetua, constante y gratuita. Los demás procesos dependen de la energía eléctrica y de equipos más complejos. Las aguas residuales tratadas o efluente son transparentes debido a la eliminación casi total de sólidos suspendidos (60-90 por ciento), de los organismos patógenos (90 por ciento), de la mayor parte de DBO (30-70 por ciento) y de fósforo (60-90 por ciento) (Suárez y Navia, 2007). Antes de ser vertidas al medio ambiente, las aguas residuales tratadas pueden ser desinfectadas con cloro o rayos ultravioleta.

Lodo: los sólidos suspendidos y la materia coloidal son eliminados de las aguas residuales en forma de lodo o fango, fácil de densificar, desaguar y estabilizar. El lodo estabilizado se conoce como biosólido, y puede ser utilizado como fertilizante agrícola rico en fósforo. Dicho uso ya es adoptado en Estados Unidos, Europa, Japón y Brasil.

En las últimas dos décadas, el uso del TPA como tecnología para el tratamiento de aguas residuales municipales ha crecido significativamente. Lo más común es la aplicación de sales de hierro ($FeCl_3$) como coagulante y polímeros como ayudantes de coagulación y floculación. Esta tecnología ha sido muy utilizada en plantas de tratamiento existentes, cuya capacidad de tratamiento se ha copado y se requiere atender el tratamiento de la mayor carga afluente, con el menor costo de inversión y a bajos costos de operación. También ha sido usada cuando se requiere aumentar el grado de tratamiento de las aguas residuales (incluso cuando se tiene tratamiento primario y secundario) para cumplir normas de vertimiento o para aumentar la remoción de carga contaminante, sin realizar modificaciones sustanciales al proceso de tratamiento.

El TPA se ha considerado como tratamiento suficiente (sin tratamiento secundario) cuando el agua tratada se descarga al océano mediante un

emisario submarino, siempre y cuando se haya demostrado que la descarga no afecta significativamente las condiciones ambientales del mar. Con el uso de este sistema se requiere un estricto control del pH (entre 7.0 y 7.5) y se debe usar bajas dosis de coagulante, lo que hace que el proceso sea más delicado, pero genera menos residuos.

Muchas substancias naturales tienen capacidad para coagular, como el almidón y la quitosana, aunque industrialmente no se usan. Los coagulantes más usados son las sales de cationes polivalentes, principalmente Al^{+3} y Fe^{+3}. La coagulación se puede realizar en línea o en un tanque de mezcla completa. Sin embargo, como la reacción del coagulante con el agua es rápida, no hace falta colocar un tanque de mezcla completa y se suele utilizar el proceso en línea, ya que exige menos infraestructura y es más ágil. La dosis de coagulante es variable en función de las características del agua residual, lo cual implica un control constante de la calidad del efluente secundario para asegurar un óptimo rendimiento del proceso. En la Tabla 5.2 se presentan las dosis de coagulante recomendada por Metcalf & Eddy, Inc (2000).

5.2.6. Flotación con aire disuelto

La flotación por aire disuelto (*dissolved air flotation*, DAF) es una tecnología basada en utilizar microburbujas generadas a partir de una solución saturada de agua-aire, a presión liberada, en una celda donde se encuentra el agua a tratar. Este proceso permite generar una capa flotante en suspensión, que logra la separación sólido-líquido. Existe también la flotación por aire inducido, similar al caso anterior, pero con la diferencia de que la generación de burbujas se logra con difusores de aire, normalmente situados en la parte inferior del equipo de flotación, o bien inducidas por rotores o agitadores. El tamaño de las burbujas inducidas es mayor que en el caso anterior.

En la flotación por aire, las burbujas se forman por la introducción de gas directamente en los tanques de flotación, ya sea por un impulsor mecánico o por impulsor giratorio. Las burbujas dispersas tienen normalmente un diámetro de 1 cm, mientras que las burbujas desprendidas de la solución pueden ser de un décimo del tamaño o menores.

Si los volúmenes son grandes se necesitan grandes cantidades de aire, y esto se logra mediante la exposición al aire bajo presiones de 0.17 a 0.34 kg cm^2, durante 30 a 60 s. Si el flujo suspensor se satura con aire a presión atmosférica, se deberá colocar bajo un vacío de 9 a 10 inHg; después de la aireación a presión, la flotación puede seguir a presión atmosférica.

La flotabilidad mediante burbujas puede ocurrir por dos razones: al ser atrapado en el aire, físicamente, en los agregados floculentos de las partículas, o bien al ser atraído hacia las partículas por las fuerzas interfaciales y adherirse a ellas. También se crea un sistema de tres fases (gas-líquido-sólido) en el que tres tensiones

Tabla 5.2 Rango de dosis de coagulante recomendadas por tratamiento

Tratamiento	Dosis de Al, mg/L	Control de pH
Completo	10-100	No se necesita
Filtración directa	2-5	Estricto: 7.0-7.5
Filtración por contacto	2-5	Estricto: 7.0-7.5

interfaciales ejercen efectos determinantes: la tensión sólido-gas, sólido-líquido y gas-líquido. En conjunto, estas determinan la magnitud del ángulo de contacto en el punto de conjunción de las fases. Cuanto más grande es este ángulo, mayor será la tendencia de las burbujas a adherirse a las partículas. En la Tabla 5.3 se presenta un resumen de las principales aplicaciones de los diferentes procesos de flotación.

Históricamente, la flotación se ha utilizado para separar la materia sólida o líquida flotante, es decir, con una menor densidad que el agua. Sin embargo, la mejora en la generación de burbujas adecuadas y la utilización de reactivos para favorecer la operación (por ejemplo, sustancias que disminuyen la tensión superficial) ha hecho posible utilizarla para eliminar materia más densa que el agua. Así, se utiliza en el tratamiento de aguas procedentes de refinerías, industria de la alimentación, pinturas, entre otras.

Para mejorar el rendimiento del acuífero en lo que se refiere a la eliminación de algunos contaminantes, se procede a aerar el agua para saturarla de oxígeno y con ello dar paso a la eliminación de algunos componentes orgánicos volátiles. Los sistemas utilizados son la aeración por cascada y la inyección de aire. Una de las ventajas del uso del DAF es que si hay partículas muy pequeñas o ligeras, estas se elevan en un tiempo corto hacia la superficie, donde son arrastradas por la corriente.

5.3. Procesos de tratamiento secundario

Para el tratamiento secundario se utilizan procesos biológicos. Los procesos biológicos más comunes son: lodos activados, biofiltros percoladores y biodiscos. Se han desarrollado modificaciones que permiten obtener mayores tasas de remoción de la materia orgánica, así como remoción simultánea de materia orgánica carbonácea y micronutrientes (nitrógeno y fósforo). Estos procesos se denominan procesos biológicos avanzados.

Para el tratamiento biológico de las aguas residuales, generalmente se utilizan procesos mecanizados; sin embargo, también es posible obtener remociones comparables con estos, mediante el tratamiento natural de las aguas, tal como las lagunas de estabilización o los humedales artificiales. Sin embargo, estos necesiten más tiempo para actuar, y en consecuencia más espacio, para alcanzar el mismo grado de depuración que el de los sistemas convencionales. Estos procesos consiguen mejorar la calidad físico-química del agua en cuanto a la materia en suspensión (SST), la turbiedad y la materia

Tabla 5.3 Principales aplicaciones de los diferentes procesos de flotación

Procedimiento de flotación	Tamaño de burbuja, μ	Tiempo de permanencia, min	Principales aplicaciones
Por inyección de aire	100 - 500	2 - 5	Remoción de grasas
Mecánica	100 - 1 000	2 - 16	Separación de suspensiones de polímeros y de látex o elastómeros
Aire disuelto con 20 por ciento de recirculación	40 - 70	20 - 30	Hidrocarburos disolventes, fibras, suspensiones finas, partículas floculadas
Eléctrica	50 - 70		Aplicaciones idénticas a las de flotación por aire disuelto

orgánica (DBO). También se observa una mejora en la calidad microbiológica del agua, lo que produce cierta inactivación natural. Podemos diferenciar dos grupos:

- Los basados en la biología y en los aspectos mecánicos del suelo. El ejemplo clásico es el proceso de infiltración-percolación
- Los basados en la biología y en los aspectos hidráulicos: lagunas y humedales

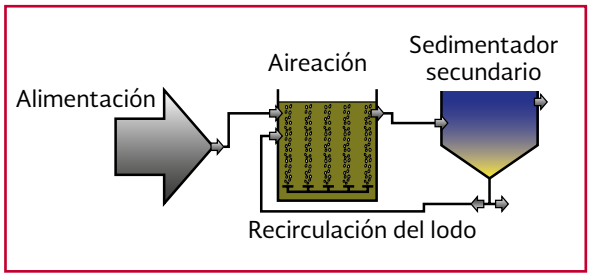
5.3.1. Lodos Activados y sus modificaciones

El sistema de lodos activados es uno de los procesos más utilizados para el tratamiento de las aguas residuales municipales e industriales. Este sistema se basa en el uso de microorganismos en suspensión dentro de un reactor aireado, y es en los flóculos biológicos formados donde se adsorbe la materia orgánica y es degradada por las bacterias presentes. Junto con el proceso de degradación, y para separar los flóculos del agua, se tiene que llevar a cabo una sedimentación. En el examen microscópico del flóculo, se ha observado que está formado por una población heterogénea de microorganismos: bacterias unicelulares, hongos, algas, protozoos y rotíferos, esto siempre en función de la composición del agua residual (Metcalf & Eddy, Inc., 2000; Fernández-Alba, 2006).

En una planta de lodos activados en función, el agua residual entra al reactor en el que se encuentra un cultivo de microorganismos, constituido principalmente por bacterias en suspensión, las cuales, en su conjunto, se les conoce como 'licor mezclado'. Las condiciones aerobias y la materia en suspensión se mantienen por el suministro de aire, que se realiza mediante sistemas de difusión o de aeración mecánica. Después de determinado tiempo de retención, el licor mezclado pasa a un tanque de sedimentación secundaria, donde se separa del agua tratada, la cual sale por la parte superior del tanque, y los microorganismos y otros productos de la degradación se separan en forma de flóculos.

Una parte de la biomasa sedimentada regresa al tanque de aeración o reactor para mantener una concentración deseada de sólidos suspendidos volátiles (microorganismos) en el licor mezclado, y la otra parte se retira del sistema como desecho, denominado 'lodo residual'. En caso de que la biomasa no sedimente, la separación de la misma se puede lograr sustituyendo el sedimentador secundario por una unidad de flotación (Ilustración 5.1). Dentro de los parámetros básicos de funcionamiento, un parámetro muy importante es el de la aeración. La solubilidad del oxígeno en el agua es pequeña (en torno a 8 - 9 mg de O_2/L, dependiendo de la presión y temperatura), por lo que será necesario asegurar el suministro a los microorganismos utilizando aireadores superficiales, capaces de suministrar 1 kg de O_2/(kW h), o bien difusores. El valor mínimo de operación aconsejable de concentración de oxígeno disuelto es de 2 mg/Litro.

Ilustración 5.1 Proceso de lodos activados



El proceso básico de lodos activados se integra por varios componentes, que se interrelacionan entre sí:

- Biorreactor, diseñado para un mezclado completo o para trabajar como flujo pistón
- Fuente de aeración que permite transferir el oxígeno y proporciona la mezcla que requiere el sistema. La fuente puede ser un soplador con difusores, aeración mecánica o por inyección de oxígeno puro
- Sedimentador para separar los sólidos biológicos del agua tratada
- Sistema de tuberías y bomba para recircular los sólidos biológicos del sedimentador al reactor biológico, lo que se conoce como recirculación de lodos activados
- Tubería para desechar el exceso de lodos biológicos del sistema, lo que se conoce como purga de lodos

La eficiencia de operación del sistema de lodos activados implica controlar las sustancias tóxicas y otros contaminantes, como ácidos y bases, grasas y aceites, así como el control de las variaciones de flujo y de carga. Se debe hacer un pretratamiento al agua residual en caso de sobrepasar los valores límite de concentración de contaminantes a la entrada del tanque de aireación, para proteger el sistema biológico. Existen diferentes opciones tecnológicas que pueden aplicarse como pretratamiento para cada contaminante que supere las recomendaciones límite (Tabla 5.4).

Es posible modificar el proceso de lodos activados con el fin de aumentar la eficiencia del sistema, adecuando el proceso a las características específicas del agua residual o a las necesidades de operación, ya sea para remover contaminantes específicos o propiciar el buen desarrollo del licor mezclado (biomasa). Las principales modificaciones se describen brevemente a continuación.

Tabla 5.4 Concentración límite de contaminantes permitida a la entrada del sistema biológico y opciones de pretratamiento (W. W. Eckenfelder y J.L . Musterman, 1995)

Contaminante o condición del sistema	Concentración límite	Tipo de pretratamiento
Sólidos suspendidos (SS)	< 50 a 125 mg/L	Sedimentación, flotación
Grasas y aceites	< 35 a 50 mg/L	Remoción de aceite
Iones tóxicos Pb Cu+Ni+CN Cr^{+6} + Zn Cr^{+3}	≤ 0.1 mg/L ≤ 1 mg/L ≤ 3 mg/L ≤ 10 mg/L	Precipitación química o intercambio iónico
Alcalinidad	0.5 kg de alcalinidad como $CaCO_3$ / kg DBO removido	Neutralización para disminuir alcalinidad
Acidez	Acidez mineral libre	Neutralización
Valoración de carga orgánica	< 2:1	Homogenización
Sulfuros	< 100 mg/L	Precipitación, oxidación, desorción con recuperación
Fenoles	< 70 a 300 mg/L	Extracción, adsorción
Nitrógeno amoniacal	< 500 mg/L (como N)	Intercambio iónico, ajuste de pH y desorción
Sales disueltas	< 10 a 16 g/L	Intercambio iónico, dilución con otras descargas
Temperatura	13 a 38 °C en el reactor	Enfriamiento o adición de vapor

Flujo pistón: Las aguas residuales pasan a través del tanque de aeración como un flujo pistón. En el modelo de flujo pistón, el agua residual es conducida a través de una serie de canales construidos en el tanque de aeración. En la Ilustración 5.2a se muestra un diagrama del proceso flujo pistón y se observa que las aguas residuales pasan por el tanque de aeración, como un pistón, y son tratadas al serpentear en el tanque. La concentración de DBO se reduce conforme el flujo avanza en el reactor.

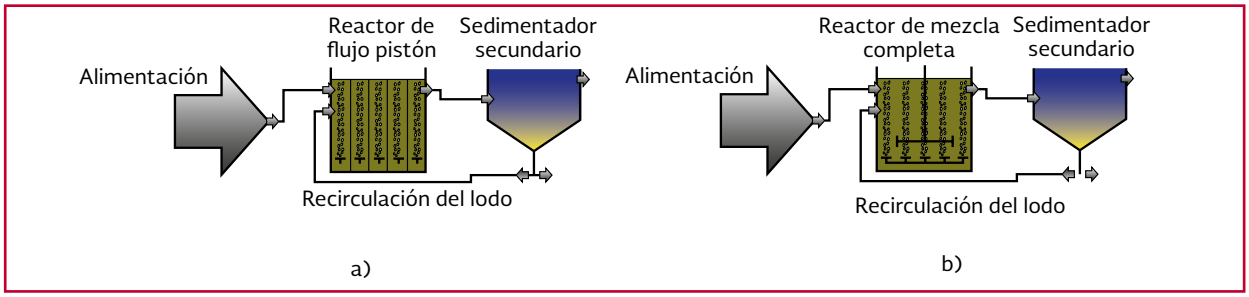
Este mismo sistema se puede utilizar con una conexión del afluente al reactor en múltiples puntos a lo largo del tanque, en lugar de tener el afluente en un solo punto. A esta modificación se le conoce como alimentación escalonada o por pasos; permite que la materia orgánica se distribuya a lo largo del tanque de acuerdo con la dirección del flujo y que las bacterias digieran y asimilen los materiales orgánicos.

Dentro del flujo pistón, la alimentación puede ser reducida, es decir, se alimenta por un extremo del tanque y conforme el agua se mueve, la materia orgánica es removida gradualmente; como la cantidad de alimento disminuye, la demanda de oxígeno también. El resultado es que se abastece mayor cantidad de aire en la entrada del tanque, donde mayor cantidad de microorganismos es demandada; la cantidad de aire se va reduciendo a lo largo del tanque, del mismo modo que el alimento y los microorganismos.

Mezcla completa: en este sistema, las aguas residuales se encuentran mezcladas por completo en cualquier punto o sitio dentro del tanque de aeración. En este modelo, toda el agua afluente que entra al tanque de aeración se mezcla instantáneamente con el oxígeno (suministrado con aire) y las bacterias (licor mezclado), dentro del agua contenida en el tanque de aeración. Una vez que el agua cruda está completamente mezclada con el oxígeno y las bacterias, la concentración de sólidos suspendidos volátiles y la demanda de oxígeno son homogéneos en todo el tanque (Ilustración 5.2b).

Contacto estabilización: en este modelo se introduce el agua cruda a un tanque de contacto, donde es aerada y mezclada con las bacterias; en este tanque los microorganismos entran en contacto con la materia orgánica soluble e insoluble, que pasa a través de la membrana celular de las bacterias. Posteriormente, los sólidos biológicos son sedimentados en el clarificador secundario, y después desechados del sistema o conducidos al tanque de estabilización, donde los microorganismos son aerados sin recibir afluentes de agua cruda (digestión aerobia). En el tanque de estabilización, las bacterias digieren (estabilizan) la materia orgánica que han asimilado en

Ilustración 5.2 a) Sistema de lodos activados, proceso de flujo pistón; b) sistema de lodos activados, proceso de mezcla completa



el tanque de contacto. Una vez que han digerido esta materia y requieren nuevo alimento, son recirculadas al tanque de contacto. Debido a que tienen que utilizar el alimento almacenado en su cuerpo durante su permanencia en el tanque de estabilización, al pasar al de contacto asimilan rápidamente la materia orgánica proveniente del agua cruda; por esta razón, el tiempo de retención necesario se minimiza y, consecuentemente, el tanque de contacto es de menor tamaño que los tanques requeridos en otras opciones del proceso. El volumen del tanque de estabilización es menor al de los tanques de aeración convencionales, ya que solo recibe los lodos activados del sedimentador secundario y ningún afluente de agua cruda (Ilustración 5.3a).

Aeración extendida: en este proceso se suele trabajar con relaciones alimento/microorganismos (A/M) más pequeñas y mayores tiempos de residencia, lo que permite mayor rendimiento en la degradación de materia orgánica. Este sistema generalmente se utiliza para el tratamiento de agua industrial que contiene principalmente materia orgánica soluble. Una de sus ventajas es la pequeña generación de lodos de purga, cuando se pretenda eliminar compuestos con nitrógeno simultáneamente con la materia orgánica (Ilustración 5.3b).

Zanjas de oxidación: el sistema es similar al modelo de flujo pistón, con la característica de que el tanque de aeración es elipsoidal o circular. Para la transferencia de oxígeno se utilizan cepillos rotatorios, los cuales son colocados a lo ancho del tanque (Ilustración 5.4a). Dentro de este sistema, existe una modificación basada en el uso de una serie de canales concéntricos dentro de la misma estructura, lo cual limitará la aeración (en el primer canal) y promoverá la nitrificación y desnitrificación en condiciones anóxicas.

La utilización de oxígeno puro en el proceso de lodos activados es también una modificación a este sistema. Generalmente, se lleva a cabo en reactores cerrados configurados en serie. En la primera etapa, las aguas residuales, la recirculación y el oxígeno como gas se mezclan y fluyen a través de un reactor cubierto, con el objeto de

Ilustración 5.3 Sistema de lodos activados a) proceso de contacto y estabilización; b) proceso de aireación extendida

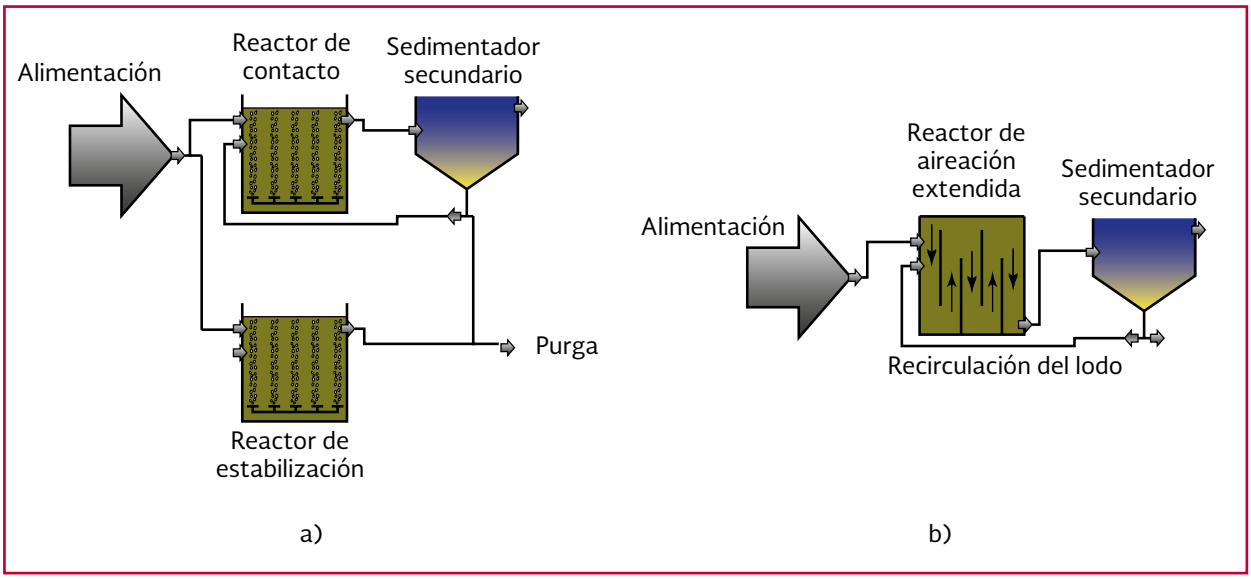
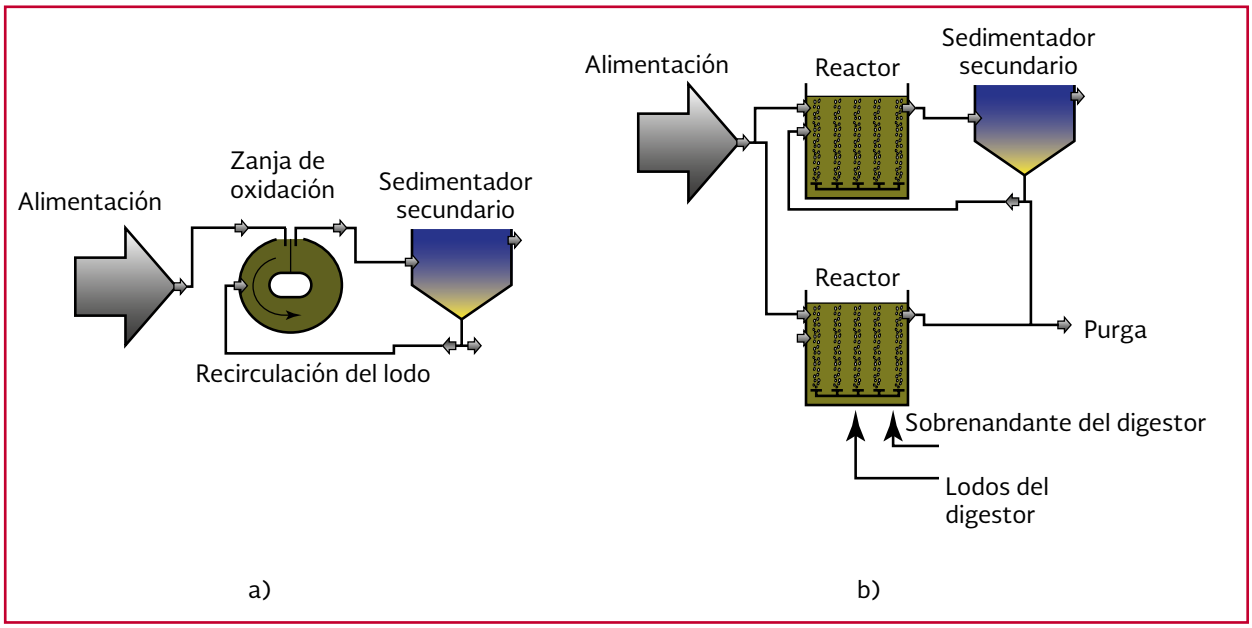


Ilustración 5.4 Sistema de lodos activados a) proceso de zanja de oxidación; b) proceso Kraus



retener el oxígeno y permitir que este se utilice. Para obtener una disolución efectiva del oxígeno, se hace con aereadores superficiales o con sistema de turbinas sumergidas.

Proceso Kraus: es otra modificación del sistema de lodos activados. En este proceso, la recirculación de lodos va acompañada del lodo anaerobiamente digerido del sedimentador secundario con el sobrenadante del digestor. En este sistema el lodo anaerobio es muy denso y sedimenta rápidamente, mientras que el lodo activado es más ligero; la mezcla agrega peso a los lodos, lo que favorece la sedimentación (Ilustración 5.4b).

5.3.2. Biofiltros percoladores

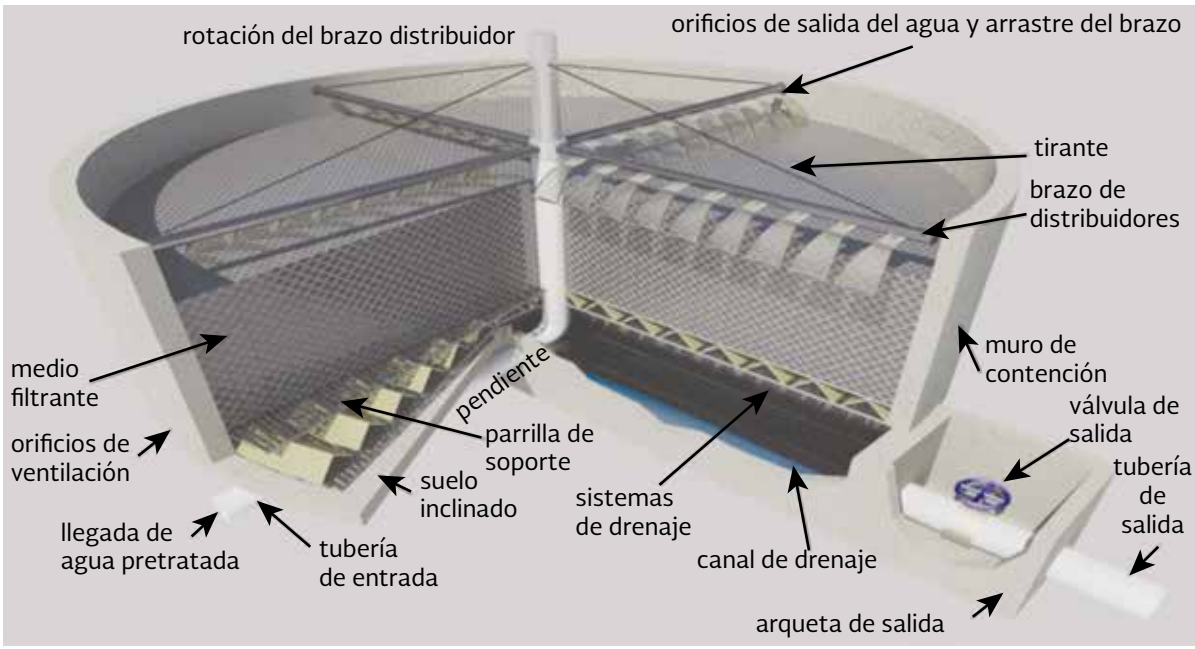
Los biofiltros son reactores con biomasa adherida que eliminan una amplia gama de compuestos contaminantes de la corriente del agua.

Los biofiltros son también denominados filtros percoladores o filtros rociadores (Ilustración 5.5), los cuales suelen ser lechos fijos, rellenos con rocas, piezas de plástico o cerámica con formas especiales para desarrollar una gran superficie de contacto sobre la cual crece una fina capa de biomasa, sobre la que se dispersa el agua residual a tratar, poniéndose en contacto en su deceso con la biomasa adherida a la superficie del empaque. Al mismo tiempo circula aire, que asciende de forma natural.

Una de las características de estos biofiltros es la de proveer una superficie a la cual una población microbiana mixta se adhiere en forma de lama. Al exponer esta superficie en forma continua a las aguas residuales y al aire se logra la degradación aerobia de la materia orgánica (Ramalho, 1996). Existen diferentes tipos de empaque, tanto orgánicos (turba de madera de pino, antracita, grava) como sintéticos (poliuretano, polipropileno); ambos han presentado remociones eficientes en el tratamiento de las aguas residuales.

La profundidad de los biofiltros varía mucho, dependiendo del tipo de empaque empleado. Para filtros empacados con piedras, las profundidades

Ilustración 5.5 Biofiltro percolador de lecho empacado



normales son de 1.8 a 2.4 m (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). Para filtros empacados con medio sintético, las profundidades varían de 1.5 a 10 m. En términos generales, la eficiencia de un biofiltro aumenta en forma proporcional con su altura. La utilización de los biofiltros implica la producción de biomasa y la oxidación parcial o total del contaminante; a su vez, la biomasa bajo ciertas condiciones sufre una oxidación por respiración endógena. De esta manera, los procesos de biofiltración pueden dar lugar a una degradación completa de los contaminantes y crear productos no peligrosos. También pueden llevarse a cabo procesos que remuevan contaminantes específicos o que remuevan en forma significativa la carga contaminante (Cheremisinoff, 1994).

En los biofiltros predominan los organismos heterotróficos que usan las emisiones de compuestos orgánicos como constituyentes de carbón y fuente de energía. Como resultado de alimentar aire en flujo ascendente, los microorganismos se distribuyen a lo largo del biofiltro. Les toma, en promedio, unos 10 días aclimatarse y poder biodegradar compuestos orgánicos. Cuando los compuestos contaminantes no son fáciles de degradar, es conveniente inocular el lecho con microorganismos específicos, lo cual permitirá reducir el período de aclimatación. La superficie específica y el porcentaje de huecos son dos factores a considerar en el diseño de biofiltros; para los empaques con roca, el área superficial específica puede ser de 80 a 110 m^2/m^3 y el porcentaje de huecos, de 45 a 55 por ciento (Ramalho, 1996).

En función de las cargas hidráulicas y orgánicas aplicadas, los filtros se clasifican en: tasa baja, tasa media y tasa alta. La carga hidráulica es el volumen total de líquido, incluyendo la recirculación, por unidad de tiempo y área del filtro, $m^3/(m^2\ d)$. La carga orgánica se expresa como los kilogramos de DBO por día por unidad de volumen del medio filtrante por unidad de tiem-

po, kg/(m^3 d). Los filtros de tasa baja se diseñan para cargas hidráulicas de 1-4 m^3/(m^2 d) y cargas orgánicas de 0.07-0.22 kg DBO/(m^3 d), mientras que los filtros de tasa alta con empaque de plástico son de 10-75 m^3/(m^2 d) con cargas orgánicas de 0.6 a 3.2 kg DBO/(m^3 d); para empaques de roca, las cargas son de entre 10 a 40 m^3/(m^2 d), con cargas orgánicas de 0.4 a 2.4 kg DBO/(m^3 d).

Sin embargo, se ha encontrado que con cargas hidráulicas de 4-10 m^3/(m^2 d) y cargas orgánicas de 0.24-0.48 kg DBO/(m^3 d), no se generan obstrucciones; estos filtros son los llamados de tasa media o tasa estándar (Metcalf & Eddy, Inc., 2003). Autores como Ramalho (1998) consideran una carga hidráulica de 1 - 10 m^3/(m^2 d) como de operación normal. Esta carga ayuda a mantener una capa de limo limpia para metabolizar la materia orgánica del agua residual de manera eficiente.

Los filtros actualmente son empacados con materiales de plástico (polietileno, polipropileno, cloruro de polivinilo conocido como PVC), los cuales ayudan a la producción de biopelícula y obtención de altas remociones en un área superficial de 100 a 300 m^3/metros cuadrados. Las ventajas encontradas en el uso de reactores con biopelículas son evidencia del progreso en tratamientos biológicos para agua residual.

5.3.3. Biodiscos

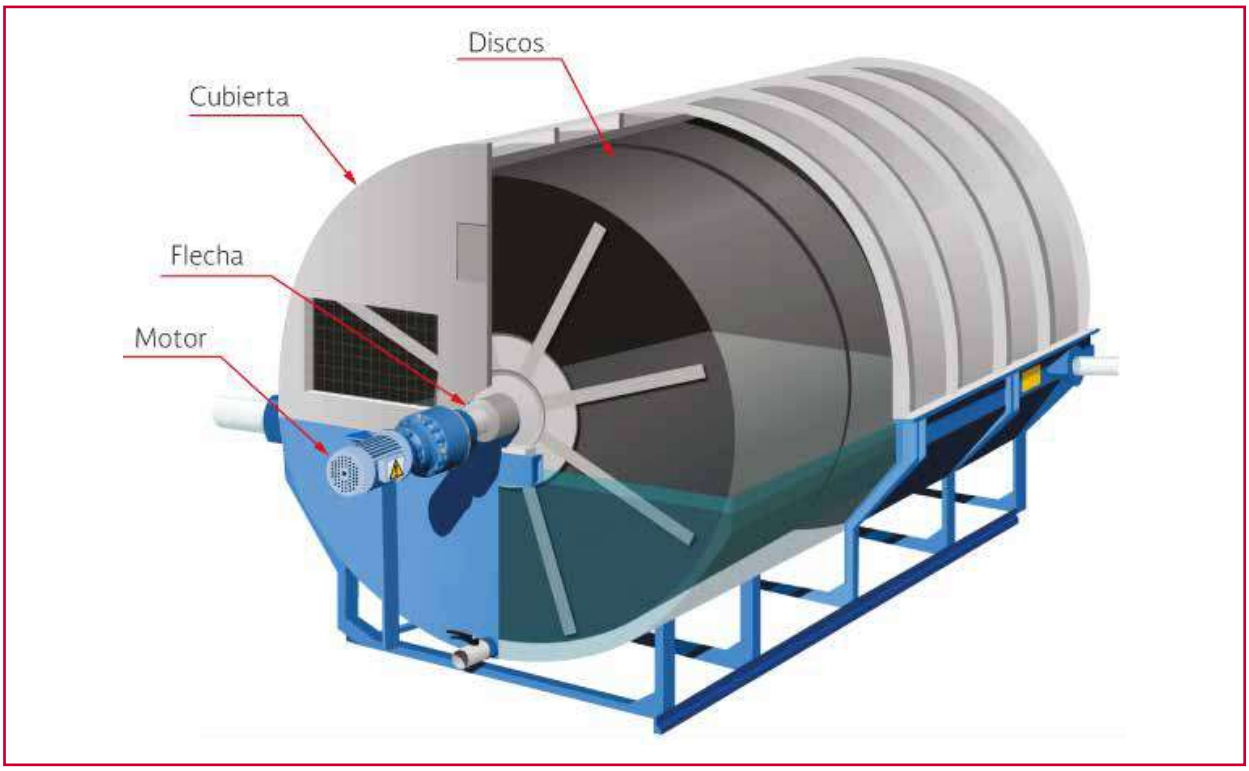
Serie de discos montados sobre un eje central horizontal rotatorio, instalado en un tanque de concreto. En estos sistemas, la biomasa se presenta simultáneamente en la forma de crecimiento asistido y de crecimiento en suspensión. En la Ilustración 5.6 se presentan los componentes principales de una unidad de biodiscos: rotor, eje o flecha y discos, estos dos últimos se hacen girar por medio de un mecanismo motriz acoplado a la flecha, a una velocidad de entre 1 y 2 r/minuto.

Cada serie de biodiscos, al unirse, forma una estructura rígida, con espaciamiento entre capa y capa de 3.2 cm, formando unos canales radiales desde el centro del biodisco hacia la periferia. De esta forma se asegura que el agua residual, el aire y la biomasa que se desprende pasen libremente dentro y fuera del medio. Los discos normalmente son fabricados de poliestireno o polietileno, con diámetros comprendidos entre los 3 y 4 m, y se mantienen paralelos entre sí al estar unidos al eje horizontal, el cual pasa a través de sus centros. Los ejes tienen longitudes de 7.5 m aproximadamente, por lo que pueden alojar un gran número de discos. La alimentación de agua residual pasa a través de los biodiscos en serie, de forma que los ejes se mantienen ligeramente por encima de la superficie del líquido, por lo que 40 por ciento de la superficie de los discos se mantiene dentro del agua residual.

Para su protección, los biodiscos deben estar cubiertos de los rayos solares, evaporaciones y bajas temperaturas. Por ello suelen estar cubiertos por láminas, formando un semicilindro. Sobre cada biodisco crece una gran cantidad de organismos microscópicos (zooglea); su conjunto forma una capa visible de 4 mm de espesor, puede ser más gruesa que eso, hasta varios centímetros. La apariencia de la capa es áspera, con muchos filamentos. Esta capa adherida al disco se alimenta de oxígeno disuelto y de la materia orgánica contenida en el agua residual.

El movimiento rotatorio provoca que la biomasa en exceso se desprenda y quede en el seno del licor mezclado. El lodo que se va desprendiendo de los

Ilustración 5.6 Principales componentes del sistema de biodiscos



biodiscos se elimina mediante sedimentadores intermedios. Para que el agua residual pueda entrar a este sistema, se requiere pretratar el agua cruda. El licor mezclado que sale de los biodiscos es llevado hasta un sedimentador secundario, donde los lodos se asientan en el fondo; el agua tratada se extrae por la superficie y se recolecta en canales para su posterior desinfección (Ilustración 5.7).

5.3.4. Sistemas biológicos para remoción de nutrientes

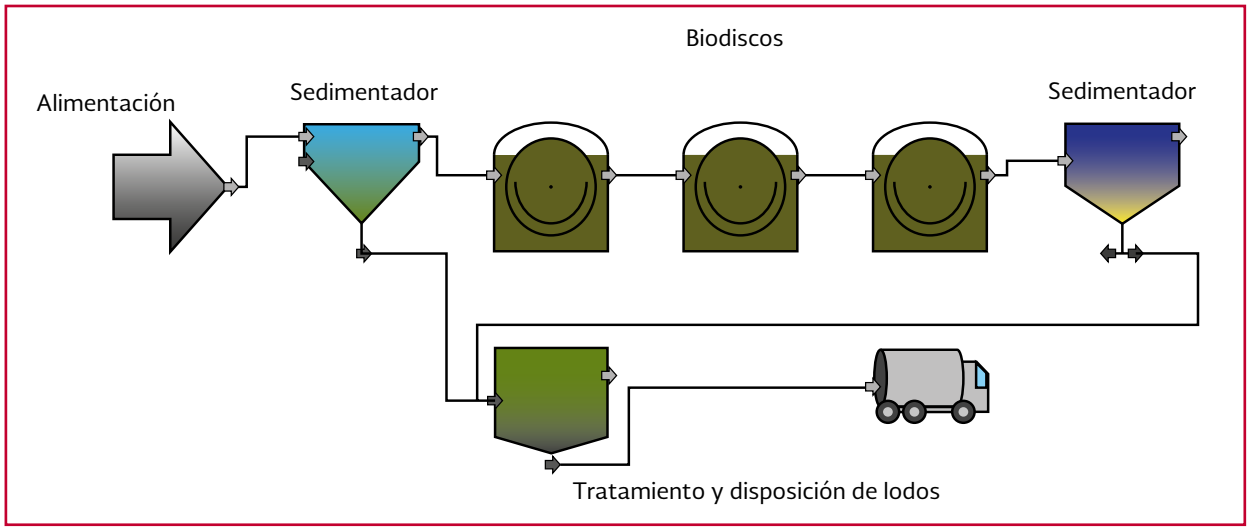
5.3.4.1. Eliminación de nitrógeno

Los compuestos con nitrógeno sufren una serie de transformaciones como consecuencia de la acción de distintos organismos. El nitrógeno amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) es tóxico para la vida acuática. Las normas ambientales han ido exigiendo de manera creciente la eliminación de compuestos nitrogenados de las aguas residuales. En la Tabla 5.5 se presentan los tres niveles (alta, media y baja) de concentración de nitrógeno, considerados por Metcalf & Eddy, Inc., 2003. Es muy común la presencia de materia orgánica con materia nitrogenada en aguas residuales, no solo en aguas residuales urbanas, y la tendencia es la eliminación conjunta de ambos contaminantes.

El conocimiento con respecto a los microorganismos involucrados en los procesos de eliminación de nitrógeno es cada vez más amplio y ha llevado a la generación de una variedad de opciones de tratamiento en los últimos años. La tecnología aplicada en cada caso dependerá de las características de la corriente de agua residual, los límites de vertido y el espacio disponible para su instalación.

El proceso de nitrificación-desnitrificación tiene como objetivo básico la eliminación del nitróge-

Ilustración 5.7 Sistema de biodiscos en el tratamiento de aguas residuales



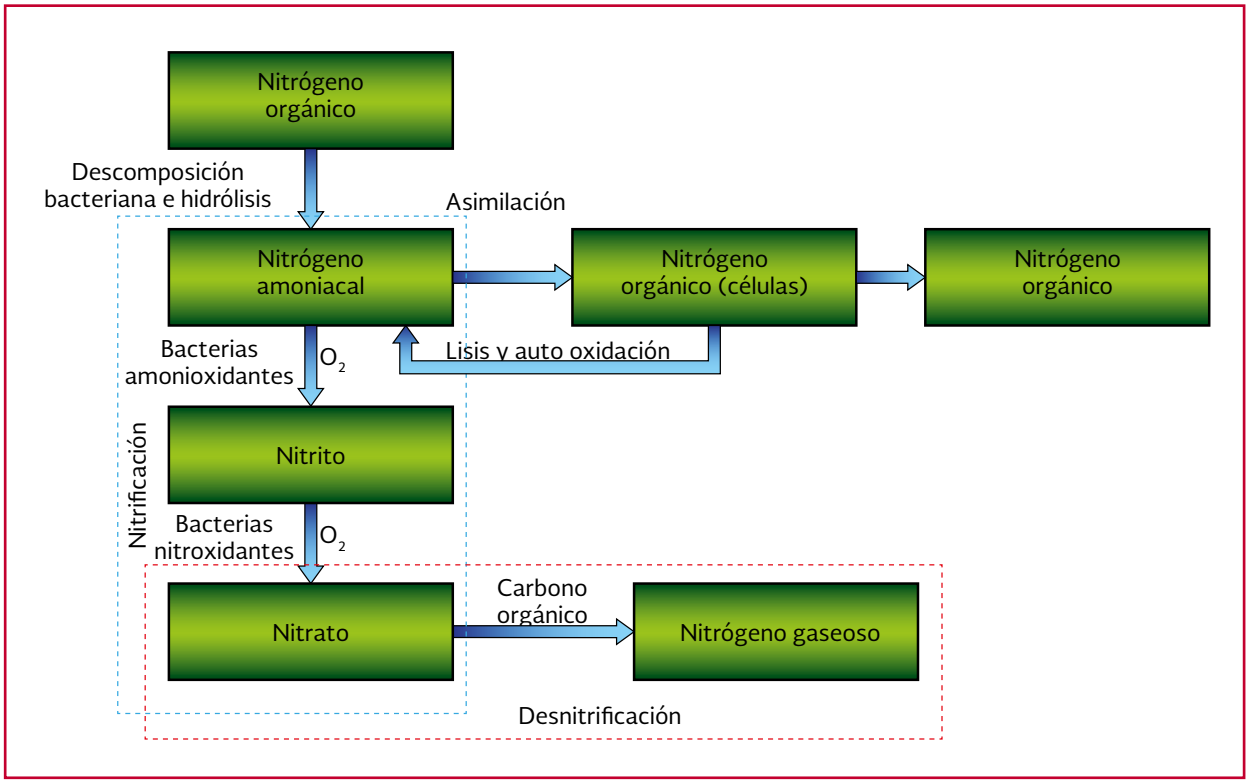
no que hay en un residuo. Se trata de un proceso microbiológico en el que el amonio es oxidado por bacterias autótrofas que emplean el carbono inorgánico como fuente de carbono para la síntesis celular, y el nitrógeno inorgánico para obtener energía. Los microorganismos involucrados en este proceso se dividen en dos grupos bien diferenciados, las bacterias amoni-oxidantes, que se encargan de la conversión del nitrógeno amoniacal a nitrito formando hidroxilamina como producto intermediario, y las bacterias nitritoxidantes, que se encargan de la transformación del nitrito a nitrato. El proceso de desnitrificación consiste en la reducción del nitrato a nitrito y, posteriormente, a compuestos de nitrógeno gaseoso (óxido nítrico NO, óxido nitroso N_2O y nitrógeno diatómico N_2) en presencia de una fuente de carbono orgánica. El nitrato y el nitrito reemplazan al oxígeno en la cadena de transporte de electrones (respiración microbiana), por lo que la desnitrificación suele producirse en ambientes denominados anóxicos, carentes de oxígeno y con disponibilidad de nitrito y nitrato como aceptores de electrones (Ilustración 5.8).

En el agua potable, la concentración de $N\text{-}NO_3^-$ debe mantenerse por debajo de los 10 mg/Litro. Además, el $N\text{-}NO_3^-$ es un nutriente que, por encima de su nivel de concentración específico, puede provocar el crecimiento masivo de algas. La desnitrificación se ha aplicado a niveles de nitratos tan elevados como 10 000 mg/Litro. Debido a que en la fase de nitrificación disminuye mucho la DBO, puede haber, como consecuencia, poco carbono orgánico en la fase de desnitrificación. Esto se atribuye a que las bacterias nitrificantes son microorganismos heterótrofos, requieren una fuente de carbono orgánico para la síntesis de nuevas célu-

Tabla 5.5 Concentración típica de los compuestos nitrogenados en el agua residual

Tipo de nitrógeno	Concentración de nitrógeno en el agua residual, mg/L		
	Alta	Media	Baja
Nitrógeno en el agua residual	85	40	20
Nitrógeno orgánico	35	15	8
Nitrógeno amoniacal	50	25	12
Nitrógeno como nitrito ($N\text{-}NO_2^-$)	0	0	0
Nitrógeno como nitrato ($N\text{-}NO_3^-$)	0	0	0

Ilustración 5.8 Transformaciones del nitrógeno mediante los procesos de nitrificación y desnitrificación



las, por lo que puede ser necesario añadir carbono orgánico. El metanol ha sido la fuente externa de carbono más utilizada en la desnitrificación debido a su bajo costo.

Los esquemas de tratamiento utilizados para la eliminación biológica de nitrógeno vía nitrato alternan etapas aerobias y anóxicas bajo distintas condiciones de operación, tanto en medios en donde la biomasa se encuentra suspendida como en medios donde la biomasa está adherida a un medio de soporte. La selección del tipo de proceso y su configuración dependerá de factores como: características del agua residual, tipo de compuesto nitrogenado a tratar (nitrógeno orgánico, amoniacal, nítrico), biodegradabilidad de la materia orgánica y relación materia orgánica y nitrógeno amoniacal (DQO/N-NH_4), además de los requisitos de vertido y el caudal de tratamiento. La ruta del nitrato es comúnmente aplicada en corrientes de agua residual urbana que presenta concentraciones de nitrógeno amoniacal de hasta 100 mg/Litro. A continuación se describen las principales características de los sistemas empleados en la eliminación del nitrógeno de las aguas residuales urbanas.

Los sistemas de predesnitrificación son aquellos en los que el agua residual es tratada primero en una zona anóxica y después en una zona aerobia. Los nitratos llegan al reactor anóxico por medio de una corriente de recirculación, que se mezcla con el agua residual afluente, aprovechando así la materia orgánica contenida en esta, para el proceso de desnitrificación. Por otro lado, en los sistemas de postdesnitrificación el agua residual es tratada primero en una etapa aerobia y posteriormente en una etapa anóxica. En estos sistemas, prácticamente toda la materia orgánica contenida en el agua residual se consume en la etapa aerobia y se

hace, por tanto, necesaria la adición de una fuente de carbono orgánico externa. A continuación se presentan diferentes tipos de configuraciones.

a) La configuración Wuhrmann (Ilustración 5.9) corresponde a un proceso de tipo postdesnitrificación. Para que se pueda realizar el proceso de desnitrificación se requiere añadir una fuente de carbono orgánico externa en el reactor anóxico. Esta configuración no cuenta con recirculación interna debido a que los nitratos pasan directamente desde el reactor aerobio hacia el reactor anóxico, en donde se lleva a cabo la desnitrificación. Para ajustar el tiempo de retención celular (TRC), parte del lodo procedente del decantador secundario se purga del sistema, y el resto del lodo se recircula hacia el reactor aerobio para mantener una concentración elevada y constante de biomasa en los reactores biológicos
b) La configuración Ludzack-Ettinger (Ilustración 5.10) modificada es un esquema sencillo de tipo predesnitrificación, que dispone de dos reactores en serie. En el primer reactor se realiza la desnitrificación empleando como fuente de carbono orgánico el agua residual afluente al proceso de lodos activados. El reactor anóxico recibe una corriente de recirculación interna procedente del reactor aerobio para llevar a cabo el proceso de desnitrificación. Una parte del lodo procedente del decantador secundario se recircula al reactor anóxico, y la otra parte de este lodo se purga del sistema para ajustar el TRC. El licor mezclado efluente del reactor anóxico se traslada al reactor aerobio con el objetivo de degradar simultáneamente la materia orgánica y oxidar el nitrógeno amoniacal a nitrato
c) La configuración Bardenpho (Ilustración 5.11) incorpora cuatro etapas en donde se alternan zonas anóxicas y aerobias. Representa una variación del esquema Ludzack-Ettinger modificado, ya que añade dos etapas más al proceso. Existe una corriente de recirculación interna desde el primer reactor aerobio (situado en la segunda posición) hacia el reactor anóxico inicial. En el tercer reactor, también anóxico, se reducen los nitratos producidos en el segundo reactor (aerobio), completando el proceso de desnitrificación. Esta etapa utiliza como fuente de carbono la materia orgánica resultante del proceso endógeno de los microorganismos (postdesnitrificación). El último de los reactores es aerobio, y permite la desorción del nitrógeno gaseoso producido anteriormente, para facilitar la sedimentación de los fangos en el decan-

Ilustración 5.9 Sistema de nitrificación-desnitrificacion configuración Wuhrmann

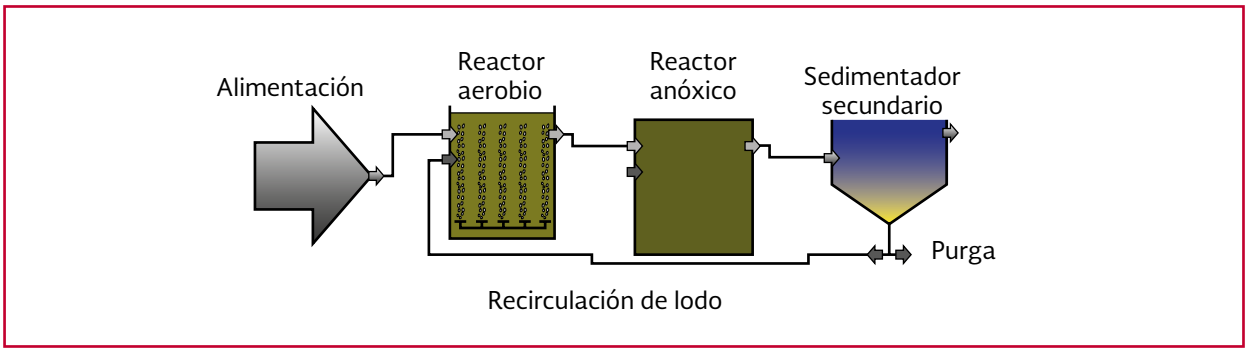


Ilustración 5.10 Sistema de nitrificación-desnitrificacion, configuración Ludzack-Ettinger

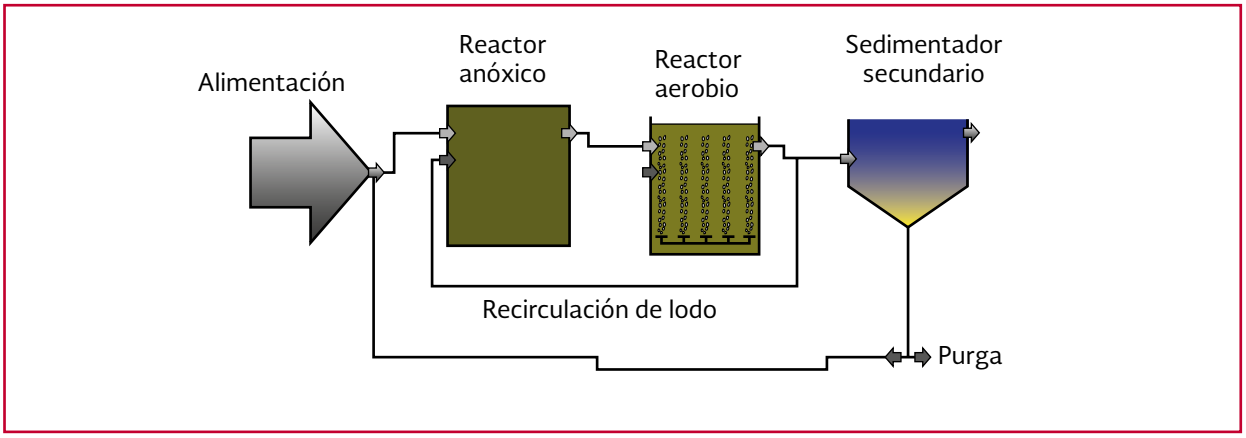
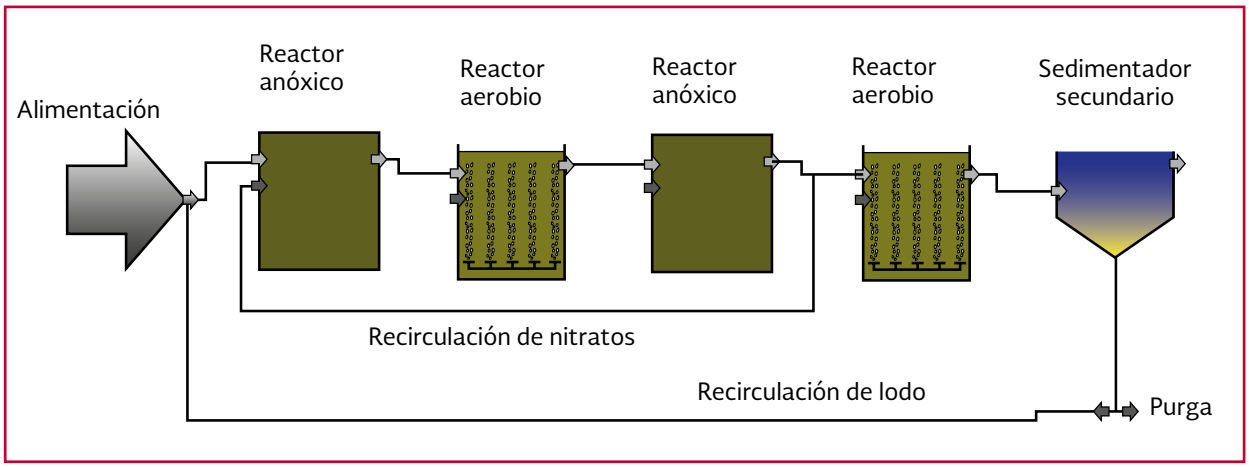


Ilustración 5.11 Sistema de nitrificación-desnitrificación configuración Bardenpho

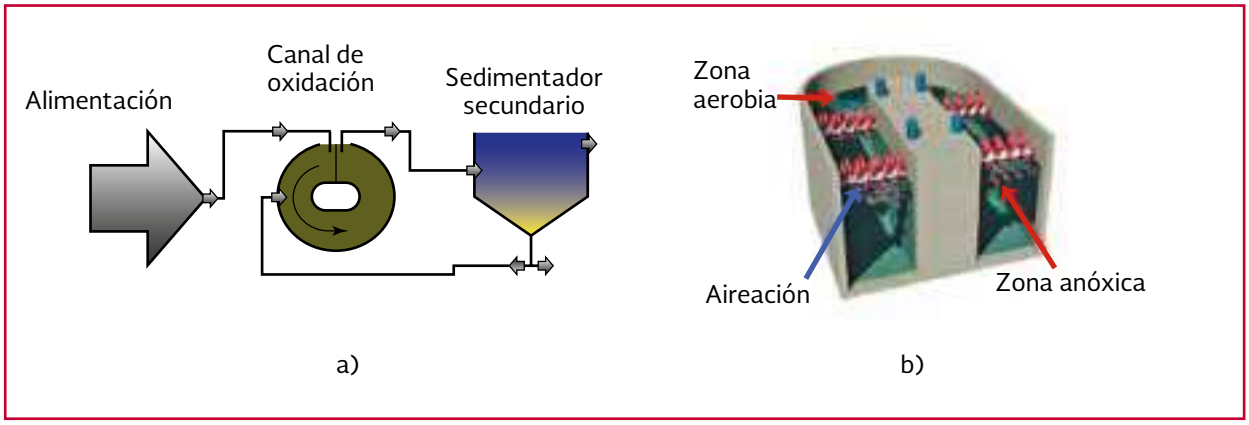


tador secundario. Hay una corriente de recirculación de fangos hacia el reactor anóxico situado en la primera posición, y una corriente de purga de fango para ajustar el TRC

d) Los canales de oxidación (Ilustración 5.12a) son reactores circulares u ovalados a través de los cuales circula el agua residual impulsada por aeradores mecánicos de eje horizontal. Aguas abajo del sistema de aeración, se sitúa la zona aerobia que se extiende hasta que los niveles de oxígeno disminuyen a cero, y a partir de ese punto se inicia la zona anóxica (Ilustración 5.12b). Al final de la zona aerobia, se sitúa el punto de descarga del sistema al decantador secundario. La recirculación de fangos desde el decantador secundario hacia el canal de oxidación se ubica al principio de la zona anóxica, al igual que la entrada del agua residual al sistema de fangos activados

El reactor secuencial (*sequential batch reactor*, SBR) es otra tecnología de tratamiento de agua residual de cultivo en suspensión que se ha utilizado satisfactoriamente tanto sobre corrientes de agua residual urbana (Puig et al., 2005) (Lee et al., 2004) como industrial (Vi-

Ilustración 5.12 a) Sistema de nitrificación-desnitrificación en canales de oxidación; b) zonas del canal de oxidación



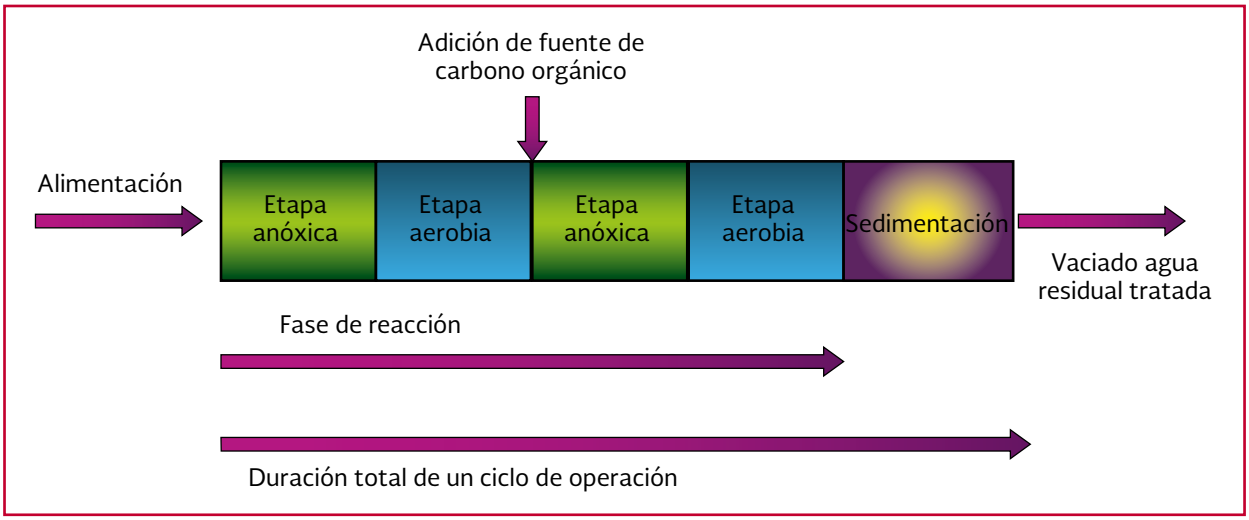
ves, 2003). Este reactor opera bajo las siguientes etapas: llenado, reacción, sedimentación y vaciado. Durante la etapa de reacción se alternan condiciones aerobias y anóxicas para llevar a cabo los procesos de nitrificación y desnitrificación, respectivamente.

La ventaja más destacada de esta tecnología para eliminar biológicamente nitrógeno de las aguas residuales sobre los esquemas de tratamiento que se acaban de explicar es su diseño y operación sencillas, debido a la ausencia del decantador secundario en su configuración. Esta tecnología generalmente permite lograr concentraciones muy bajas de nitrógeno en el efluente, y además se caracteriza por producir un fango con características adecuadas de sedimentabilidad (Cervantes, 2009). Como desventaja se puede mencionar la descarga discontinua del efluente, lo que conlleva a trabajar con volúmenes de reactor relativamente altos (Grady, 2011).

En la Ilustración 5.13 se encuentra representado un ciclo de operación de un reactor SBR con eliminación de nitrógeno. Este ciclo está conformado por las siguientes fases: llenado o alimentación del sistema con agua residual, fase de reacción que comprende una etapa anóxica y una etapa aerobia en las que ocurren los procesos de desnitrificación y nitrificación, respectivamente. Para completar la eliminación de nitrógeno, en la fase de reacción se puede añadir una segunda etapa anóxica mediante la cual se logrará eliminar completamente el nitrato producido durante la primera etapa aerobia, y una segunda etapa aerobia que permitirá mejorar la sedimentabilidad del fango mediante la desorción del nitrógeno gaseoso (N_2). Finalmente, se encuentran las fases de sedimentación y vaciado. La duración total de un ciclo de operación es variable, y depende del TRH establecido, la concentración de nitrógeno en la corriente afluente y la sedimentabilidad del fango.

Los filtros aerados biológicos (BAF) son filtros donde el medio de soporte se encuentra empacado y sumergido en el agua residual. Estos sistemas involucran la filtración con la degradación de la materia orgánica, y la nitrificación o desnitrificación. Muchas de las aplicaciones industriales operan en flujo ascendente y se destinan a la nitrificación del efluente de un sistema de fangos activados, y a la postdesnitrificación mediante la adición de carbono orgánico (Rother, 2002).

Ilustración 5.13 Ciclo de operación de un SBR



En los reactores de lecho móvil (MBBR) la biomasa se desarrolla sobre soportes que se mueven libremente en el reactor. En estos sistemas, el nitrógeno se elimina mediante configuraciones de predesnitrificación y post-desnitrificación.

Los sistemas híbridos combinan en un mismo reactor la biomasa suspendida con la biomasa adherida a un medio de soporte. Bajo estas condiciones, la biopelícula formada en el medio de soporte lleva a cabo el proceso de nitrificación, mientras que la biomasa en suspensión degrada la materia orgánica. El alto tiempo de retención celular necesario para la nitrificación es alcanzado en la biopelícula, lo que hace factible obtener altos rendimientos de eliminación de nitrógeno en reactores de menor volumen, incluso trabajando a baja temperatura.

5.3.4.2. Eliminación de fósforo

El fósforo (P) presente en las aguas residuales urbanas proviene principalmente de la materia fecal humana (50-65 por ciento), de los vertidos de residuos alimenticios y de los compuestos de fosfato inorgánico contenidos en los detergentes y los productos de limpieza (30-50 por ciento). Su concentración típica es del orden de 10-30 mg/Litro. El fósforo se puede encontrar en tres formas distintas: fósforo orgánico (especies particuladas), ortofosfatos y polifosfatos (especies disueltas).

El proceso de eliminación biológica de fósforo consta de dos fases. La primera fase requiere condiciones anaerobias y la disponibilidad de compuestos orgánicos de bajo peso molecular, como los ácidos grasos volátiles de cadena corta (*short chain volatile fatty acids*, SCVFA), que son fácilmente almacenables por los microorganismos encargados del proceso, principalmente en forma de acetato y propianato. En esta fase, los microorganismos acumuladores de fósforo (OAF) almacenan estos compuestos orgánicos en forma de poli-hidroxibutirato (PHB) o polihidroxivalerato (PHV), que pueden llegar a constituir 50 por ciento del peso seco de la célula. La energía necesaria para esta síntesis la proporcionan los polifosfatos acumulados, que liberan ortofosfatos al líquido de mezcla durante su descomposición. Esto hace que, en condiciones anaerobias, la concentración de ortofosfatos en el reactor aumente.

En una segunda fase, en condiciones aerobias, las células consumen los compuestos orgánicos almacenados en la fase anterior, utilizándolos como fuentes de energía y carbono para el crecimiento celular y para la acumulación, en forma de polifosfatos, de los ortofosfatos disponibles en el líquido de mezcla. La concentración de los fosfatos incorporados a las células durante esta fase aerobia sobrepasa la cantidad de fosfatos disueltos durante la fase anaerobia. El contenido de fósforo acumulado en el interior de las OAF oscila entre 2.5 y 5.0 por ciento, referido a materia seca. La purga de lodos elimina el fósforo acumulado en las células del reactor. La eliminación biológica de fósforo se atribuye generalmente al género Acinetobacter. Estas bacterias tienen un crecimiento lento y en la fase anaerobia utilizan normalmente los sustratos más simples de la fermentación, como el acetato. También se han identificado otros tipos de microorganismos (Aeromonas, Arthrobacter, Klebsiella, Moraxella y Pseudomonas) que pueden contener gránulos de polifosfatos y contribuir al proceso.

Debido a que la remoción de fósforo es realizada por etapas al igual que el nitrógeno, se establecieron configuraciones para la eliminación biológica simultánea de nutrientes, la cual se consigue modificando el proceso de lodos activados de modo que incluya zonas con o sin aireación para crear una secuencia de zonas aerobias, anóxicas y anaerobias (como los sistemas mencionados en el punto 5.3.4.1). Estos procesos son conocidos normalmente por el nombre 'remoción simultánea de nutrientes'. Sin embargo, una misma configuración puede tener diferentes nombres. En la Tabla 5.6 se indican algunos de los sistemas de eliminación biológica de nutrientes desarrollados hasta la fecha.

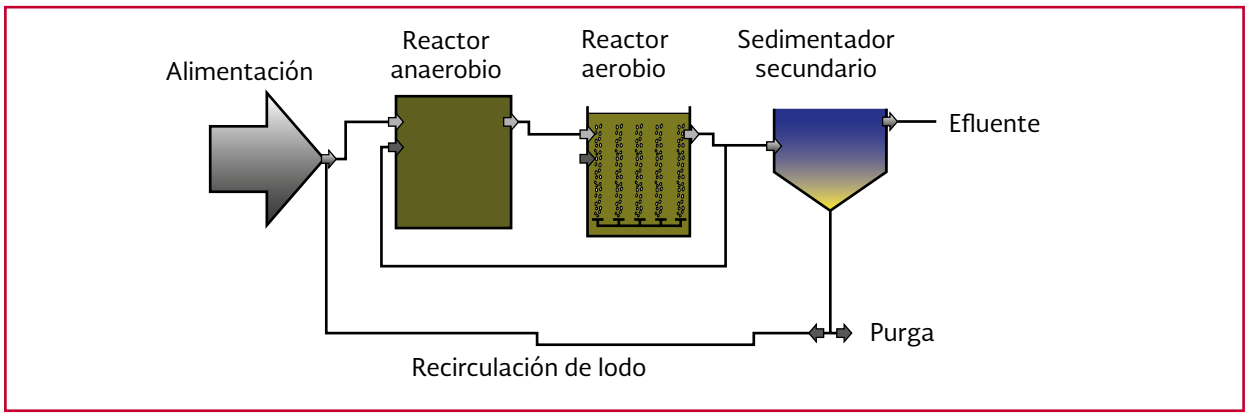
El proceso A/O está diseñado inicialmente para la eliminación exclusiva de fósforo (Ilustración 5.14). La zona aerobia está diseñada para la oxidación de la materia orgánica y la zona anaerobia para la eliminación de fósforo. La modificación de este proceso para la eliminación de nitrógeno consiste en el cambio de la zona anaerobia por una zona anóxica y la inclusión de un flujo de recirculación interna.

Tabla 5.6 Sistemas biológicos para la remoción simultanea de nutrientes

Nombre	Configuración	Nutrientes	Otros nombres
AOn	Anóxico-aerobio	N	Ludzack- Ettinger modificado Anóxico-oxico
AOp	Anaerobio- aerobio	P	Ludzack- Ettinger Anaerobio-oxico
Bardenpho	Anóxico, aerobio-anóxico-aerobio	N	Bardenpho 4 etapas
Bardenpho 5 etapas	Anaerobio, anóxico, aerobio-anóxico-aerobio	N y P	Bardenpho modificado Phoredox
A2/O	Anaerobio-anóxico-aerobio	N y P	Bardenpho 3 etapas Phoredox 3 etapas
UCT	Anaerobio-anóxico-aerobio*	N y P	VIP (Virginia Initiative Process) UTC (University of Cape Town)
UTC modificado	Anaerobio-anóxico-aerobio*	N y P	

* misma secuencia de reactor pero diferentes puntos de recirculación.

Ilustración 5.14 Remoción exclusiva de fósforo en el proceso A/O



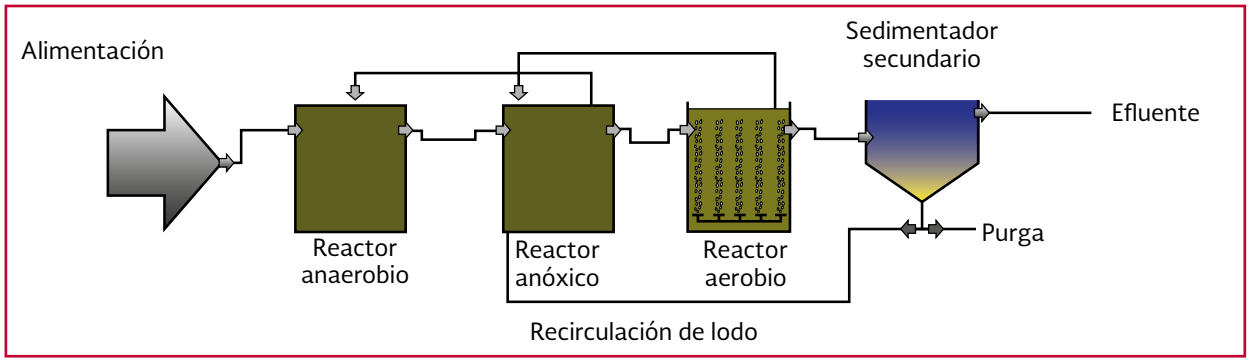
El proceso A2/O está diseñado para la eliminación de nitrógeno y de fósforo, aunque no es posible la desnitrificación completa. Básicamente, este proceso es una modificación del proceso A/O, ya que añade una zona anóxica entre las zonas anaerobia y aerobia. La zona anóxica se incluye solamente para reducir las cargas de nitrato sobre la zona anaerobia mediante el caudal de recirculación de lodos, lo que afectaría la eliminación de fósforo. El proceso Bandenpho de 5 etapas es una extensión del proceso Bandenpho mencionado con anterioridad (5.3.4.1), para incluir la remoción de fósforo. Se consiguen altas tasas de desnitrificación, a la vez que se recirculan muy pocos nitratos a la zona anaerobia mediante la recirculación de fangos del decantador secundario.

El sistema original de la UCT (University of Cape Town) fue desarrollado por Marais y sus colaboradores. Se compone de tres reactores (anaerobio-anóxico-aerobio); la recirculación principal R (Ilustración 5.15) se conduce a la entrada del reactor anóxico; una recirculación anexa A permite aumentar el grado de desnitrificación; una segunda recirculación auxiliar L alimenta el reactor anaerobio con licor desnitrificado (tomado a la salida del reactor anóxico). Si la contaminación carbonada es insuficiente, solamente es necesario actuar sobre la recirculación A para limitar los nitratos aportados por esta recirculación, incluso suprimiéndola. El sistema puede continuar funcionando para grados de nitrificación entre 25 y 50 por ciento, con recirculaciones de lodos de 50 a 100 por ciento.

Para evitar la regulación del caudal de recirculación A, en función de la presencia o no de nitratos a la salida del reactor anóxico, Marais propone dividir en dos partes dicho reactor anóxico. La primera parte se calcula con objeto de eliminar todos los nitratos aportados por la recirculación de biomasa R, pudiéndose así alimentar el reactor anaerobio sin nitratos. La segunda parte del reactor anóxico se diseña para reducir los nitratos aportados por la recirculación del licor A, hasta el límite de posibilidades del tiempo de retención o de la disponibilidad de contaminación carbonada (Dapena y Ronzano, 2005).

El proceso UCT modificado incluye una fase anóxica dividida en dos zonas. La primera recibe la recirculación de los lodos del decantador y proporciona la recirculación a la zona anaerobia. La segunda zona anóxica recibe la recirculación de la zona aerobia y es donde ocurre la desnitrificación.

Ilustración 5.15 Remoción simultánea de nitrógeno y fósforo por el sistema UCT



El conjunto de zonas anaerobias y anóxicas constituyen entre 30 y 50 por ciento del volumen total del reactor. La zona anaerobia se diseña normalmente con un tiempo del volumen total de reactor. La zona anaerobia se diseña normalmente con un tiempo retención considerando el volumen total del reactor; la zona anaerobia se diseña normalmente con un tiempo de contacto entre 0.9 y 2 horas respecto al caudal afluente. El valor inferior es aconsejable para aguas sépticas con un alto contenido de DQO soluble. Por otro lado, el valor superior se emplea con aguas de bajo contenido de DQO soluble, esto permite que parte de la materia orgánica particulada se transforme en soluble por fermentación (Sed). Los reactores anóxicos y aerobios se diseñan con un TRH de entre 1 - 2 y 4 - 8 horas, respectivamente.

5.4. Lagunas de estabilización

Las lagunas de estabilización son cuerpos de agua creados artificialmente (construidos de tierra) con una profundidad menor de 5 m y diseñados para el tratamiento de aguas residuales mediante la acción de una masa biológica en suspensión, constituida por algas, bacterias, protozoarios, etcétera, con la intervención de otros procesos y factores naturales (reaeración, sedimentación, desorción, adsorción, transformaciones químicas, dinámica del flujo y factores meteorológicos).

La finalidad del proceso es obtener un efluente de características definidas (DBO, DQO oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, algas, nutrientes, parásitos, bacterias, protozoarios, patógenos y helmintos, etc.) de acuerdo con su reúso agrícola, piscícola o para descarga a cuerpos receptores.

El proceso de tratamiento es una combinación de sedimentación, digestión y conversión de desechos orgánicos por bacterias y algas, así como de su propia reproducción, y puede ser anaerobia, aerobia o una combinación de ambas. En el caso de la digestión anaerobia, las bacterias anaerobias producen biogás, una mezcla de metano (CH_4), bióxido de carbono (CO_2) y una pequeña cantidad de ácido sulfhídrico (H_2S) e hidrógeno (H_2).

Durante el proceso aerobio, con la energía del sol las algas producen oxígeno (O_2) durante el proceso de fotosíntesis y por su reproducción generan nueva biomasa algal. Las aerobias utilizan el oxígeno para transformar los desechos orgánicos existentes en el agua en productos finales (bióxido de carbono, nitritos, nitratos, sulfatos y agua) y nueva biomasa.

Las lagunas son de grandes extensiones (de varias hectáreas) con una profundidad de entre 1 - 1.5 m, que funcionan como un gran decantador, donde es clave el tiempo de permanencia del agua a tratar, para que puedan actuar los elementos de forma natural: seres vivos y energía solar. Son más largas que anchas para que así el sistema se asimile a un reactor de flujo en pistón, que es el de mayor rendimiento. Generalmente, los sistemas están formados por dos tipos de lagunas, que son complementarias y que reciben el nombre de lagunas facultativas y lagunas de maduración.

Las lagunas de estabilización son reconocidas en todo el mundo como sistemas de bajo costo y una tecnología efectiva para el tratamiento de las aguas residuales. Durante los últimos años ha aumentado el interés en su aplicación por la diversidad de configuraciones, objetivos diferentes para su uso y aplicaciones. Se ha incrementado la investigación y la aplicación de modelos.

Las lagunas de estabilización presentan muchas ventajas cuando hay disponibilidad de terreno y que su costo no sea excesivo:

- Bajo costo de construcción y menores costos de operación y mantenimiento que cualquier otro sistema de tratamiento a nivel secundario
- Requieren poca o ninguna energía eléctrica
- No requieren equipo de alto costo
- Es posible obtener altas eficiencias de remoción de patógenos
- Tienen capacidad amortiguadora para las variaciones en las cargas orgánicas e hidráulicas
- Presentan pocos problemas en el manejo y disposición de lodos
- No requieren personal altamente capacitado para su operación y mantenimiento

Las desventajas de este proceso son:

- Requieren grandes extensiones de tierra
- Pueden emitir olores desagradables (cuando se sobrecargan)
- Pueden contaminar el manto freático (cuando están mal impermeabilizadas)
- Pueden entregar un efluente con concentraciones altas de sólidos suspendidos (biomasa debido a la presencia de algas)

De acuerdo con el contenido de oxígeno, las lagunas de estabilización se clasifican en:

a) Anaerobias. Ausencia de O_2 en todo el estanque. Proceso de biodegradación con microorganismos anaerobios
b) Facultativas. Presencia de O_2 en la superficie de la masa líquida. Ausencia de O_2 en el fondo. Proceso con microorganismos aerobios, anaerobios y facultativos
c) Aerobias. Presencia de O_2 en toda la masa líquida. Proceso aerobio, con presencia de microorganismos del mismo tipo

De acuerdo con el propósito del tratamiento y las condiciones de descarga, las lagunas se pueden clasificar en:

- Lagunas para remoción de sólidos y carga orgánica
- Lagunas para remoción de microorganismos patógenos (facultativas y de maduración)

Hay algunos tipos especiales de lagunas: lagunas facultativas parcialmente aeradas, lagunas aeradas, reservorios para almacenamiento de efluentes, lagunas de macrófitas y lagunas de alta tasa algal.

En relación con la secuencia de sus unidades, pueden clasificarse en lagunas en serie o en paralelo, y puede haber combinaciones de varios tipos. Los arreglos de un sistema lagunar pueden comprender una única laguna (facultativa) o lagunas en serie: anaerobia, facultativa y maduración. Además, es deseable construir series del mismo tipo para permitir una operación en paralelo. Por ejemplo, las lagunas anaerobias pueden ser diseñadas para operar individualmente o en paralelo. Si se desea mayor grado de tratamiento para mayor reducción de organismos patógenos, el arreglo anaerobia-facultativa-maduración es el más conveniente.

5.4.1. Lagunas facultativas

Pueden ser primarias o secundarias, con una profundidad de alrededor de 1.5 metros. Las primarias reciben el agua residual cruda sin pasar por una laguna anaerobia. Las lagunas facultativas secundarias reciben el efluente proveniente de una laguna anaerobia. El mecanismo característico de las lagunas facultativas ocurre en el estrato superior y corresponde a una simbiosis comensalismo de las bacterias aerobias y algas. Las bacterias heterotróficas descomponen la materia orgánica, con lo que se producen compuestos inorgánicos insolubles y CO_2. La cantidad de oxígeno requerido para esta degradación es suministrada fundamentalmente por el proceso de fotosíntesis, a pesar que existe una aportación adicional por la reaereación en la superficie de la masa líquida.

La temperatura es uno de los factores con mayor importancia en este tipo de lagunas. La constante cinética de primer orden de degradación del substrato es una función de la temperatura en el intervalo de 5 a 35 °C. Se ha observado que con las temperaturas altas, dentro del intervalo, disminuye el crecimiento de las algas y a temperaturas mayores a los 35 °C la actividad de las algas se inhibe totalmente.

Las lagunas se diseñan para remover materia orgánica y coliformes fecales; para la remoción de DBO, se considera una carga superficial relativamente baja de 100-350 kg DBO/ha/d, con el objeto de permitir el desarrollo saludable de una población de algas, así como la generación de oxígeno utilizado por las bacterias que remueven DBO. Estas algas pueden presentar un color verde oscuro, o bien un color rojo o rosa, debido a la presencia de bacterias anaerobias púrpuras que oxidan los sulfuros fotosintéticos.

5.4.2. Lagunas de maduración

Conocidas también como lagunas de estabilización aerobia de muy baja tasa, terciarias o de pulimento. Tienen como principal función la eliminación de microorganismos patógenos. Una laguna o serie de lagunas de maduración pueden recibir el efluente de la laguna facultativa o de otro proceso de tratamiento secundario, como lodos activados, biofiltros, etcétera.

El tamaño y número de lagunas depende de la calidad bacteriológica requerida en el efluente final. Generalmente son diseñadas con profundidades de 1 - 1.5 metros.

Una de las características de este sistema lagunar es la carencia de zona anaerobia, ya que solamente existe una zona aerobia, la cual remueve los microorganismos patógenos por medio de la sedimentación de algunas bacterias o por su muerte ocasionada por la luz solar debido al incremento de la temperatura, pH, del oxígeno disuelto o la foto-oxidación. Asimismo, algunas lagunas pueden presentar remociones de DBO, nitrógeno y fósforo.

Existen algunas consideraciones a tomar en cuenta con respecto al uso de los sistemas lagunares como:

- Selección del sitio: no debe ser ubicada en zonas inundables, es recomendable seleccionar una zona en donde la topografía permita evitar el bombeo
- Tener un canal para excedencias: las características de dicho canal dependerán de las condiciones meteorológicas del lugar
- Remoción de algas: deben estar a una profundidad mayor que la de la zona de penetración de la luz
- Material flotante: se recomienda redondear las esquinas para reducir la acumulación de materiales flotantes
- Protección contra el viento: se recomienda el uso de barreras de árboles en zonas donde el viento sopla muy fuerte
- Protección de las instalaciones: el uso de mallas o bardas reduce el riesgo de posibles intrusos y accidentes

5.5. Procesos terciarios

Los tratamientos terciarios pueden utilizarse como complemento al proceso de depuración biológica, para eliminar contaminantes disueltos o en suspensión, nutrientes, metales y otros componentes. La gama de tratamientos terciarios disponibles incluye físicos, químicos y biológicos. La utilización tanto de estas como de nuevas tecnologías de tratamiento ofrece nuevas opciones para la gestión del agua:

- El uso de materias primas de mayor calidad
- El uso de tecnologías más limpias
- La adopción de tecnologías con un uso más eficiente del agua
- La aplicación de tecnologías de tratamiento avanzadas que promuevan la recuperación de materiales, de reutilización del agua

5.5.1. Filtración usando filtros empacados con lechos de diferentes materiales

La filtración es un proceso de tratamiento consistente en hacer pasar el agua a través de un medio poroso para eliminar la materia en suspensión. La filtración de aguas residuales adopta diseños especiales debido a las características físicas del agua. En general, los filtros utilizados en los tratamientos terciarios reciben partículas de mayor tamaño y más variable, de mayor peso y con cargas de sólidos más variables. El proceso es muy simple y consiste en pasar el agua que se quiere tratar por un lecho filtrante o por una membrana y se obtiene un permeado y un rechazo de sólidos. Al final disminuye el contenido de sólidos en suspensión en el efluente hasta alcanzar un nivel máximo aceptable, o cuando se produce una pérdida de carga prefijada en el interior del filtro. Una vez alcanzada cualquiera de estas dos condiciones, se termina la fase de filtración, y se procede a lavar el filtro a contracorriente para eliminar la materia en suspensión que se ha acumulado en el interior del lecho filtrante.

Los parámetros de control de un filtro son la turbiedad del agua, la disminución de la carga hidráulica y el tiempo entre lavados.

La filtración es usualmente considerada como el resultado de dos mecanismos distintos, pero complementarios: transporte y adherencia.

Los factores que influyen en la filtración y que deben tomarse en cuenta son:

- Tamaño de las partículas suspendidas
- Densidad de las partículas suspendidas
- Resistencia y dureza de las partículas suspendidas (flóculos de las partículas)
- Temperatura del agua a filtrar
- Concentración de partículas suspendidas en el afluente
- Potencial zeta de la suspensión
- pH del afluente

Un medio filtrante ideal es aquel de una determinada granulometría, con granos de peso específico, que requiere una cantidad mínima de agua para ser lavado y que es capaz de remover la mayor cantidad posible de partículas suspendidas, para así producir un efluente de buena calidad. En la Tabla 5.7 se presentan algunas características.

La filtración se puede clasificar en función de la velocidad de filtración y el mecanismo de retención en:

a) Filtros de arena de acción lenta
b) Filtros de arena de acción rápida

La filtración lenta tiene el objetivo de depurar las aguas de superficie, sin coagulación ni decantación previa. Estos filtros están construidos de tal forma que el agua fluye por gravedad a través de un lecho de arena fina a baja velocidad.

Ventajas del uso de filtros lentos:

- Facilidad en su operación
- El mecanismo biológico de esta filtración es efectiva para eliminar microcontaminantes
- Se remueve la turbidez y los coliformes hasta en 90 o 99 por ciento

La filtración rápida tiene como característica distintiva la eliminación de partículas en suspensión, relativamente grandes, por procesos físicos; durante esta operación, estos sólidos son acumulados en la parte superior del medio filtrante. Es similar a un filtro de gravedad en cuanto al empleo de diferentes capas de grava y arena: la arena fina está en la parte superior del filtro y la grava más gruesa, en la parte inferior del mismo.

El flujo de agua en este sistema es descendente y se distribuye desde la parte superior del filtro; el efluente o agua filtrada es recolectada en un arreglo de tuberías o colectores en el fondo del filtro. La diferencia entre los dos tipos de filtro

Tabla 5.7 Características de los medios filtrantes

Tipo de medio filtrante	Granulometría del material filtrante	Características hidráulicas
Arenas	• Tamaño efectivo • Coeficiente de uniformidad • Forma • Peso específico	• Tasa de filtración • Calidad del efluente • Carga hidráulica

es la fuerza que genera el movimiento del agua: en el filtro lento, el agua fluye por gravedad; en un filtro rápido, el agua es forzada a fluir a través de las diferentes capas de material filtrante por presión de una bomba (filtros de presión).

En el filtro rápido se pueden manejar velocidades de 4 a 50 m/h, lo cual significa que con un área de filtración muy reducida (comparada con la de un filtro lento) se pueden manejar grandes volúmenes de agua. El tamaño efectivo de la arena de la capa filtrante oscila entre 0.5 y 1.5 mm de diámetro, mientras que el tamaño de la grava de la base puede oscilar entre 35 y 130 mm, dispuesta en capas de menor grosor. En la Ilustración 5.16 se presentan filtros rápidos con diferente modalidad de flujo: filtros de presión, flujo por gravedad, flujo ascendente y de medios múltiples.

Aun cuando la eficiencia en la remoción de sólidos es baja comparada con la correspondiente a un filtro lento, la situación de que no siempre es posible tener una gran área disponible para construir un filtro lento ha hecho de este filtro rápido uno de los más ampliamente usados, ya que operándolo adecuadamente y con un buen diseño en cuanto a las diferentes capas de material filtrante, es posible obtener agua de calidad similar a los filtros más eficientes.

Ciclos de filtración: a medida que los sólidos son retenidos en las capas del lecho filtrante, la caída de presión o resistencia al flujo es cada vez mayor y el volumen de agua disminuye o la calidad del efluente es reducida. Lo anterior arroja un líquido de mayor turbidez, ya que la cantidad de sólidos que se encuentran en el filtro es muy grande y la superficie disponible para la retención de sólidos suspendidos está agotada. Cuando esto ocurre se dice que se ha cumplido el ciclo de filtración.

Para regresar el medio filtrante a su condición original, es necesario remover los sólidos adheridos a la superficie del material granular del filtro. Para esto, se hace fluir agua en forma ascendente, en forma inversa a como fluye el agua durante la filtración, tratando de desprender los sólidos que saturan el material granular del filtro. A esto se le llama retrolavado, y el flujo de agua empleado para retrolavar el filtro, debe ser suficientemente grande para desprender los sólidos retenidos, pero no tan grande como para arrastrar las partículas de arena que son las que se encuentran en la parte inmediatamente superior del filtro.

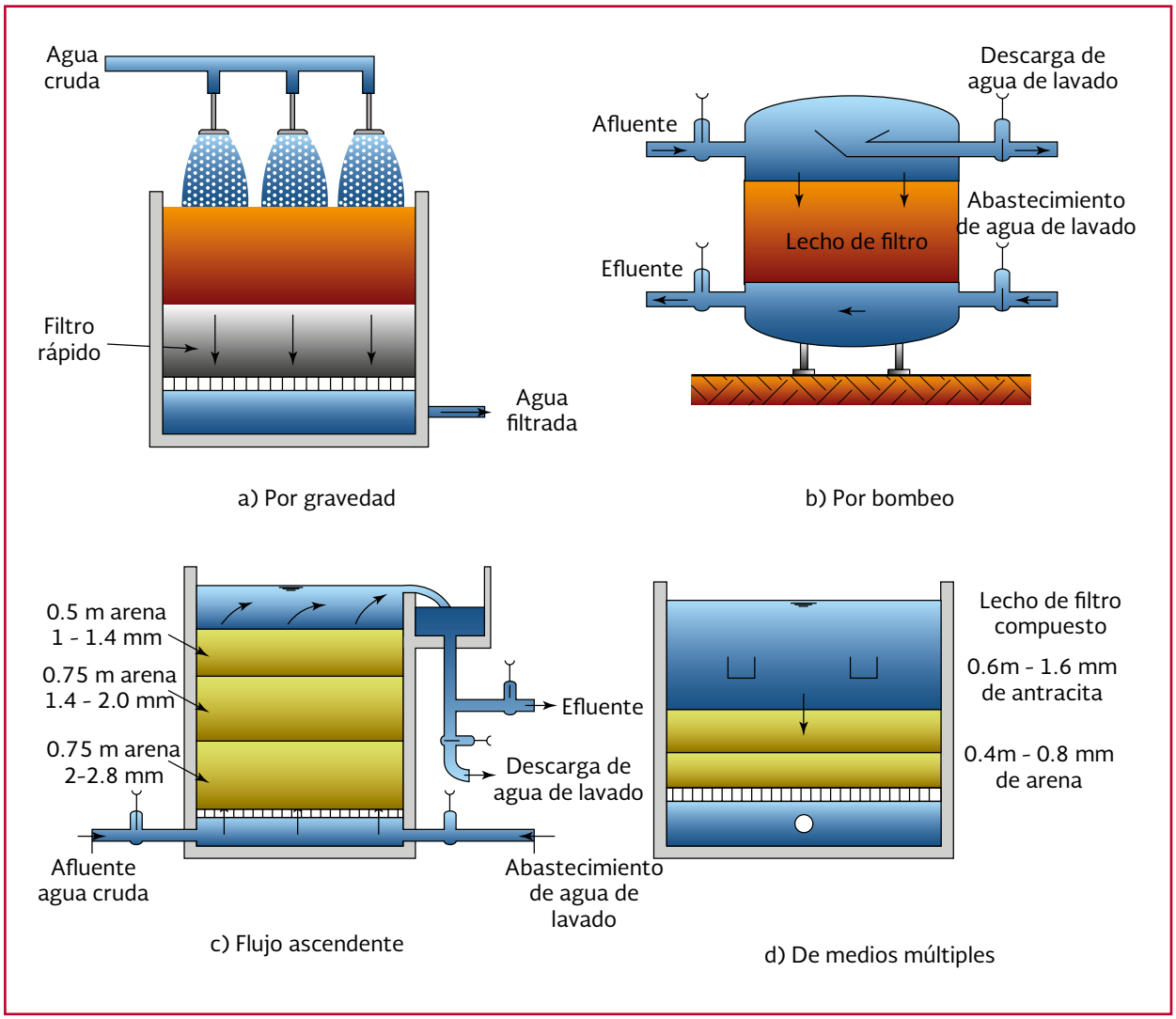
Este retrolavado se da tanto al filtro lento como al filtro rápido, por lo que en ambos tipos de filtros deberá disponerse de lo necesario para efectuar la regeneración del filtro lo más eficientemente posible, distribuyendo el agua que asciende en toda la superficie del material filtrante y recolectando el agua de retrolavado en la parte superior del filtro.

Una vez que el filtro se ha retrolavado, se inicia nuevamente la operación de filtración hasta que nuevamente el filtro se sature con sólidos retenidos. Al proceso filtración-retrolavado-lavado-filtración se le conoce como ciclo de filtración. Un ciclo de filtración en un filtro cerrado debe durar entre 8 y 30 días.

5.5.2. Filtración utilizando membranas

Una membrana es una lámina semipermeable que permite el paso selectivo de sustancias a su

Ilustración 5.16 Tipos de filtros rápidos de arena



través. El flujo de estas sustancias puede venir determinado por diferentes fuerzas impulsoras, principalmente: presión, concentración y potencial eléctrico. La selectividad permitirá enriquecer o empobrecer una corriente o carga en una o varias sustancias.

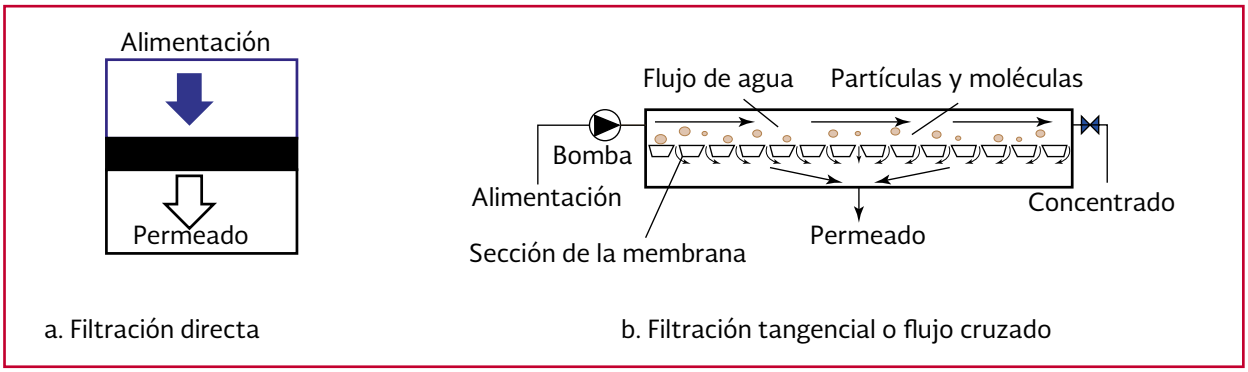
El alimento se introduce en un módulo donde existe una membrana. De este módulo emergen dos corrientes: el rechazado o concentrado, que contendrá las sustancias que no han logrado pasar a través de la membrana, y el permeado, que contendrá las sustancias que sí pueden pasar a través de la membrana (Ilustración 5.17).

La selectividad de una membrana frente a una sustancia puede venir dada por dos factores distintos dependiendo de cómo describamos la membrana:

- Tamaño: algunas membranas tienen poros. Las sustancias cuyo diámetro sea más grande que los poros no podrán pasar
- Afinidad química: solo si una sustancia se incorpora fácilmente a la membrana, podrá atravesarla

El proceso de separación por membranas permite la remoción de la materia en suspensión

Ilustración 5.17 Operación de las membranas a) filtración directa b) filtración tangencial o de flujo cruzado



coloidal y de los compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos, en función de la membrana seleccionada (Beaubien, 1996; Delgado, 2009).

Un factor principal que determina si un soluto pasa a través de la membrana o si es retenido, es el tamaño del poro, el cual abarca una amplia gama de tamaños: desde menos de un nanómetro (nm) hasta más de un micrómetro (µm). Dalton es la unidad que designa el peso molecular en la filtración de membranas y es expresado en gr/mol (Thorsen y Flogsstad, 2006).

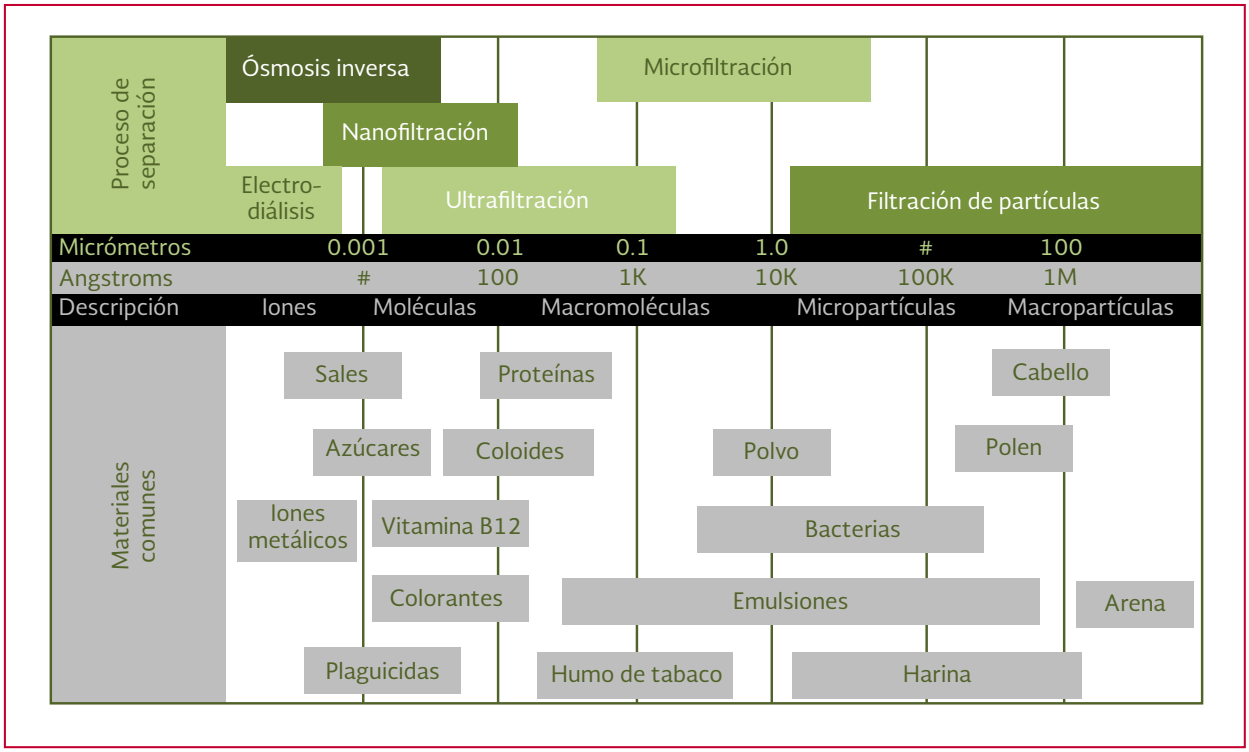
Considerando la medida del poro o del peso molecular del corte, las membranas se clasifican en cuatro grupos: ósmosis inversa, nanofiltración, ultrafiltración y microfiltración (Ilustración 5.18).

Las membranas de microfiltración (MF) tienen tamaños de poro de 0.1 µm o mayores y proporcionan una elevada eliminación de sólidos en suspensión, incluyendo la mayoría de las bacterias, así como la eliminación parcial de virus y macromoléculas (Judd, 2006). La microfiltración es una tecnología plenamente consolidada en industrias como la farmacéutica (para esterilizar el agua y elaborar soluciones); la industria de componentes electrónicos (para eliminar microcontaminantes de aguas de proceso), y alimentación (para esterilizar vinos y jugos de frutas). Desde 1990, la microfiltración se está utilizando como sistema de eliminación de microorganismos en el tratamiento de aguas de consumo. En esta aplicación se emplean módulos de membranas de tipo fibra hueca.

Otros campos donde se espera que esta tecnología tenga un importante desarrollo es la industria de la alimentación, como sustituto de los filtros de arenas de diatomeas, o como tratamiento terciario en los procesos de tratamiento de aguas residuales (Tabla 5.8). La aplicación de la microfiltración estará condicionada al desarrollo de sistemas de filtración tangencial que permitan una mayor duración de las membranas y el tratamiento de flujos de agua con una mayor concentración de contaminantes (Fernández-Alba *et al.*, 2006).

Las membranas de ultrafiltración (UF) tienen tamaños de poro que van desde 0.1 µm hasta menos de 0.05 µm. Este tipo de membranas suelen permitir el rechazo de macromoléculas, de microorganismos como virus y bacterias, y otros tipos de partículas (Brady, 2003; Delgado, 2009). Una de las ventajas del uso de las membranas de UF de fibra hueca es que se puede obtener fácil limpieza por medio de retrolavados y una alta densidad por módulo.

Ilustración 5.18 Una visión general de los aspectos relevantes de filtración por membrana



La duración media de las membranas de UF es de dos a tres años. Las membranas se suelen disponer en módulos de tipo placa-bastidor, tubulares, de membrana enrollada en espiral o de tipo fibra hueca. Los menores costos de los módulos de membrana enrollada en espiral o de tipo fibra hueca han desplazado a las demás configuraciones. Sin embargo, en aplicaciones donde el ensuciamiento sea un problema, los módulos tubulares serán la mejor elección, debido al mayor diámetro de las membranas. Su mayor costo y mayor consumo de energía se verán compensados por la economía en la limpieza y reposición de membranas. Los módulos tipo placa-bastidor pueden ser una alternativa frente a los módulos tubulares, menos cara pero con mayores problemas de ensuciamiento. Debido a que mediante la UF se separan partículas relativamente grandes (macromoléculas y coloides, con valores de coeficientes de difusión (Di) pequeños), con estas membranas surge el problema de polarización de la concentración, es decir, se crea un gel adyacente a la membrana que puede reducir en segundos el flujo de permeado: de 1 $cm^3/(cm^2$ min), para el agua limpia, a 0.1 $cm^3/(cm^2$ min), en el caso de una dispersión coloidal.

Tabla 5.8 Volúmenes de filtrado por m^2 de membrana de microfiltración

Procedencia	Volumen filtrado, m^3/m^2
Agua de pozo	1 000
Agua de consumo	200
Vino	50
Agua de proceso y farmacéutica	50-10
Jugos de frutas	2
Sueros (7 por ciento de proteína)	0.6

La eliminación de las sustancias que habitualmente ensucian las membranas de ultrafiltración, como los restos de dispersiones coloidales y materiales gelatinosos, se lleva a cabo mediante ciclos de limpieza con una frecuencia y duración que dependerán de la operación de separación que se esté llevando a cabo.

Las membranas de nanofiltración (NF) tienen poros de un tamaño inferior a 0.01 μm, lo que permite la eliminación de la mayoría de las especies, excepto de ciertos iones monovalentes y moléculas de bajo peso molecular. Este tipo de membranas raramente son utilizadas en biorreactores de membranas debido a su alta resistencia hidráulica (Fane y Chang, 2002), pero pueden ser de interés en muchos otros procesos, como el ablandamiento por membranas (eliminación de iones polivalentes de calcio y magnesio del agua). Una de sus principales ventajas es la alta remoción de color (Thorsen y Flogsstad, 2006).

A la vista de las principales aplicaciones de NF, resulta evidente que la calidad del agua obtenida es suficiente para poder ser reutilizada en las condiciones más exigentes. Para que estos procesos sean competitivos y tengan una mayor presencia en el tratamiento de aguas urbanas e industriales, será necesario un mayor desarrollo del sector con el fin de fabricar membranas más baratas, que permitan menores presiones de trabajo y reduzcan los problemas de ensuciamiento.

El nivel de desarrollo de los últimos años ha permitido la aplicación de las membranas en nuevos procesos de separación: pervaporación, reactores de membranas, piezodiálisis y equipos médicos; la aparición de nuevos materiales que permitan, además de la depuración del agua, la recuperación de sustancias valiosas, hacen prever buenas perspectivas de futuro para los procesos membranales.

Para lograr un buen flujo transmembraniano es importante seleccionar la membrana adecuada, ya que de sus características dependerán las concentraciones de las especies en el permeado. Las características pueden variar según el material, la geometría, morfología, diferentes presiones, entre otros. Un elemento básico para el proceso de membrana es la presión transmembrana (PTM), que se define como la diferencia entre la presión promedio de la alimentación y el permeado. La PTM indica la presión de alimentación requerida en conjunto con el flujo para disminuir el ensuciamiento de la membrana.

Atendiendo a su naturaleza, las membranas se dividen en dos grandes grupos: orgánicas e inorgánicas. En general, las orgánicas son más fáciles de procesar y, por lo tanto, más baratas. Algunos ejemplos son las poliméricas (polisulfona, polipropileno polivinilideno, polietileno, polivinilidenofluoruro, entre otras). Las membranas inorgánicas (vidrio poroso, cerámica y metálicas) suelen ser más caras, pero presentan ventajas, como la resistencia a agentes químicos agresivos. En la Tabla 5.9 se muestran las características que se deben tener en cuenta al seleccionar una membrana.

Un módulo de membrana es la unidad de operación en la que se disponen las membranas. Los factores a tener en cuenta a la hora de escoger un módulo son: la facilidad de montaje y ensamblaje, elevada compacidad (tratar el máximo de permeado posible con la mínima superficie) y permitir la modulación. En el mercado existen cuatro tipos principales:

Tabla 5.9 Características de los diferentes tipos de membranas

Características	Microfiltración	Ultrafiltración	Nanofiltración
Geometría de membrana	Simétrica/Asimétrica	Asimétrica	Asimétrica
Grosor de película, µm	10 - 150	1 - 250	1 - 150
Tamaño de poro, µm	4 - 0.1	0.1 - 0.02	< 0.01
Rechazo	Sólidos en suspensión	Macromoléculas, proteínas, virus, bacterias	Componentes de alto peso molecular (Oligosacáridos, aminoácidos)
Material habitual	Cerámico, polimérico	Cerámico, polimérico	Polimérico
Módulos de membrana	Tubulares (fibra hueca)	Tubulares (espirales, fibra hueca y planas	Tubulares (espirales y planas)
Presión de operación, bar	< 2	1 - 10	5 -3 5

a) De placa y bastidor. Son membranas situadas sobre unas placas de soporte dispuestas una al lado de otra, en unidades individuales. Son fácilmente desmontables, pero disponen de una baja densidad de compactado (100 - 400 m^2 m^3)
b) De enrollamiento en espiral. Se basan en un envoltorio de dos membranas enrolladas en cilindros, separados entre sí por el colector de permeado. Varios de estos cilindros se disponen separados por un espaciador. Son módulos muy compactos (700 - 100 $m^2 \cdot m^3$), pero el espaciador provoca que sea más susceptible a la obstrucción
c) Tubulares. Son cilindros en cuyo interior se disponen las membranas también en forma cilíndrica. Son poco compactos, pero muy robustos, y pueden procesar corrientes de gran velocidad
d) De fibra hueca. Están formados por fibras que se reúnen en conjuntos de miles y hasta millones dentro de unos cilindros de resina endurecida. Es el módulo más compacto (1 000 - 10 000 m^2 m^3), pero la presencia de tal cantidad de fibras hace que sean más propensas al ensuciamiento

No existe una forma universal y única de acoplamiento entre un reactor biológico y la separación de líquidos y sólidos. Tampoco existe un tipo de MBR que sea claramente superior a otra. Hay en el mercado una multitud de opciones. La elección dependerá de los requerimientos del usuario, según un criterio técnico y económico. Sin embargo, un aspecto importante a considerar en la elección de la tecnología es la configuración del MBR. A partir de ella, distinguimos dos tipos principales de biorreactores de membrana:

De membrana integrada o sumergida. La unidad de membrana que realiza la separación física está inmersa en el tanque biológico. Se obtiene la fuerza impulsora a través de la membrana presurizando el biorreactor o creando una presión negativa en el lado permeado de la membrana. Generalmente, se coloca un difusor de aire justo debajo del módulo de la membrana para suministrar el aire necesario para homogeneizar el contenido del tanque, para el proceso biológico y para la propia limpieza de la membrana.

Una aplicación innovadora es el biorreactor de membrana (MBR). Este tratamiento combina un proceso de depuración biológica con una filtración por membrana. La membrana retiene prácticamente la totalidad de los sólidos en suspensión y la biomasa, con lo que se logra un efluente de gran calidad. Además, se trata de un sistema muy compacto que permite un notable

ahorro de espacio en comparación con el sistema de lodos activados.

En función de la disposición de la membrana, los biorreactores de membrana se clasifican en dos tipos: si el módulo de la membrana se encuentra en el exterior del reactor biológico, se trata de un biorreactor de membrana externa; si, por el contrario, la membrana se encuentra en el interior del reactor, se denomina biorreactor de membrana sumergida (Ilustración 5.19).

Las membranas sumergidas en un tanque de aeración se encuentran en contacto directo con el licor de mezcla. Por el empleo de una bomba de permeado, el vacío es aplicado al cabezal conectado a las membranas. El vacío aspira el agua tratada a través de las membranas de ultrafiltración de fibra hueca. El permeado entonces es dirigido a las instalaciones de descarga o de desinfección. La corriente de aire intermitente es introducida en el fondo del módulo de la membrana. La limpieza de la membrana se realiza a través de frecuentes retrolavados con agua permeada y aire; en algunas ocasiones, mediante retrolavados con soluciones químicas. Generalmente se coloca un difusor de aire justo debajo del módulo de la membrana para suministrar el aire necesario con el objeto de homogeneizar el contenido del tanque, para el proceso biológico y para la propia limpieza de la membrana (Judd, 2006).

La configuración con membrana externa implica que el licor de mezcla es recirculado desde el biorreactor hasta la unidad de membrana. La fuerza impulsora es la presión creada por la alta velocidad del flujo a través de la superficie de la membrana (Cicek, 1998; Mulder, 2001).

En la Tabla 5.10 se comparan ambas configuraciones. Las principales ventajas asociadas a la tecnología de membranas son:

Ilustración 5.19 Configuración de un biorreactor: a) de membrana externa, b) de membrana sumergida

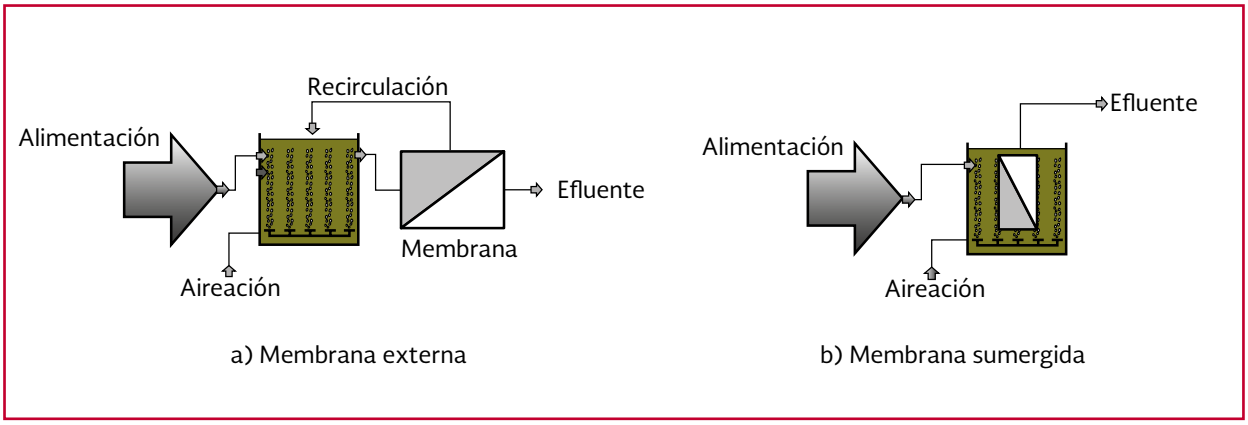


Tabla 5.10 Comparación entre MBR con membrana sumergida y externa

Membrana sumergida	Membrana externa
Costos altos de aeración (90 por ciento)	Costos bajos de aeración (20 por ciento)
Costos bajos de bombeo	Costos altos de bombeo (60-80 por ciento)
Flujo bajo (compactación menor)	Flujo alto (mayor compactación)
Frecuencia baja de limpieza	Requiere mayor frecuencia de limpieza
Costos menores de operación	Costos elevados de operación
Inversión inicial fuerte	Inversión inicial menor

- Eficaz retención de los sólidos suspendidos y de los compuestos más solubles dentro del biorreactor, lo que proporciona un efluente de excelente calidad, capaz de cumplir los requisitos de vertido más rigurosos y potencialmente reutilizable (Chiemschaisri y Yamamoto, 1993)
- Cuando se utiliza UF, se retienen bacterias y virus y se obtiene un efluente estéril, con lo que se elimina la necesidad de llevar a cabo costosos procesos de desinfección y el peligro inherente a los subproductos de la desinfección (Cicek, 1998)
- La ausencia del clarificador, que también actúa como un selector natural de población bacteriana, permite que se desarrollen bacterias de crecimiento lento (bacterias nitrificantes, bacterias que degradan compuestos complejos, etc.) y que persistan en el biorreactor incluso a tiempos cortos de retención de sólidos (Cheremisinoff, 1994)
- La membrana retiene no solo toda la biomasa, sino que también previene el escape de enzimas exocelulares y de oxidantes solubles, que crean una licor de mezcla más activo, capaz de degradar una gama más amplia de compuestos (Judd, 2006)
- Compactación: con la tecnología MBR se puede operar bajo concentraciones de 15 a 30 g de sólidos suspendidos de licor mezclado por litro (MLSS/L); trabajando a la máxima concentración de MLSS, la superficie de la planta se puede reducir en 50 por ciento o más
- Dado que los biorreactores pueden operar con 15-30 (g MLSS)/L, la edad de los lodos es mayor que en los sistemas convencionales

Las principales limitaciones de esta tecnología son las siguientes:

- Se requiere una inversión inicial importante ya que las unidades de membrana son costosas
- Alto consumo energético
- El ensuciamiento de las membranas limitan su uso
- Posible acumulación en el biorreactor de compuestos inorgánicos no filtrables, como metales pesados, que, a determinadas concentraciones, pueden ser dañinos para la población bacteriana o afectar la integridad de la membrana (Cicek, 1998)

5.5.3. Adsorción

La adsorción es la propiedad de ciertos materiales de fijar en su superficie moléculas orgánicas extraídas de la fase líquida o gaseosa en la que se encuentran contenidos. Se trata, por tanto, de una transferencia de masa de la fase líquida o gaseosa hacia la superficie sólida en la que el compuesto orgánico tiende a unirse con la energía de adsorción.

El diámetro de los microporos va desde 2nm, los mesoporos de 2 - 50 nm y los macroporos son mayores a 50 nanómetros.

Este fenómeno obedece las leyes de equilibrio entre la concentración en fase líquida y la concentración en fase sólida, sobre la superficie del material adsorbente. La adsorción de un soluto ocurre en la sucesión de cuatro etapas cinéticas:

a) Transferencias del soluto desde el seno de la fase líquida hacia la película líquida

que rodea el adsorbente. Esta transferencia se hace por difusión o convección

b) Transferencia del soluto a través de la película líquida hacia la superficie del adsorbente, caracterizada por el coeficiente de transferencia de masa global externa (*Kf*), parámetro inversamente proporcional a la resistencia ejercida por la película externa a la transferencia de masa. El espesor de esta película externa (δ) y *Kf* dependen de las turbulencias existentes en el interior de la fase líquida

c) Difusión del soluto en el grano, bajo los efectos del gradiente de concentración. Esta difusión puede hacerse: en estado libre, en el líquido intraparticular (el coeficiente de difusión porosa), o en estado combinado, de un sitio de adsorción a otro adyacente (el coeficiente superficial)

d) Adsorción. Este fenómeno corresponde al sistema de más baja energía y se caracteriza por las interacciones soluto-soporte, que pueden ser de dos tipos: la adsorción física (fisisorción), que se basa en las fuerzas intermoleculares débiles (Van der Waals o electrostática) cuyos efectos son reversibles, y la adsorción química (quimiosorción), que se basa en las fuerzas de naturaleza covalente, cuyos efectos son casi siempre irreversibles. La existencia de tales enlaces supone la presencia de sitios reactivos. Siempre intervienen simultáneamente los dos fenómenos, pero la fisisorción parece ser el mecanismo preponderante

Estas etapas se efectúan en serie, la más lenta es la que impone la cinética. Para la mayoría de los autores, las etapas 1 y 4 son rápidas; por lo tanto, son la transferencia de masa a través de la película y de difusión en el interior del grano (superficial y porosa) las que controlan la cinética de adsorción.

Algunos adsorbentes comerciales son: zeolitas (tamices moleculares), gel sílice, alúmina activada y carbón activado, este último es uno de los adsorbentes más utilizados en el tratamiento del agua residual. La experiencia de algunos autores demuestra que el carbón activado es un adsorbente de amplio espectro: la mayoría de las moléculas orgánicas se fijan en su superficie. Se fijan bien las moléculas más pesadas, los compuestos aromáticos, los hidrocarburos sustituidos, entre otros. Las que menos posibilidad de adsorberse son las moléculas más cortas (con tres átomos de carbono) y las menos polares.

Existen también adsorbentes minerales y óxidos minerales activados, que pueden presentar una gran superficie específica, únicamente algunas sustancias tienen buena afinidad hacia ellos; por lo tanto, son adsorbentes muy específicos. Los adsorbentes orgánicos son resinas macromoleculares de superficies específicas comprendidas entre 300 y 500 (m^2 g) y se regeneran rápidamente.

Para la adsorción de especies iónicas a las superficies, el mecanismo más importante es la fuerza electroestática, la cual depende del pH y de la fuerza iónica. La adsorción de electrolitos puede utilizarse para controlar metales pesados, fluoruro y otros minerales. Se ha sugerido el uso de resinas sintéticas para la remoción específica de electrolitos.

5.5.3.1. Adsorción con carbón activado

Una de las principales características del carbón activado es su acción catalítica que ejerce sobre

Tabla 5.11 Principales uso del carbón activado en el tratamiento de aguas residuales

Remoción de materia orgánica	• El carbón fija los compuestos orgánicos disueltos refractarios al tratamiento biológico situado en la entrada, con lo que se elimina una gran parte de la DQO residual
Aguas residuales industriales	• Retención selectiva de elementos tóxicos

la reacción de oxidación del agua con cloro libre. En la Tabla 5.11 se muestran algunos de los usos del carbón activado en el tratamiento de las aguas residuales.

El carbón activado se presenta de dos formas:

- Carbón activado en polvo: partículas comprendidas entre 10 y 50 µm. Generalmente se utiliza en los tratamientos de clarificación y en la floculación, en los cuales va inyectado de forma continua con reactivos de floculación, se introduce en los flóculos y después se extrae del agua con ellos. Para realizar la extracción, puede requerirse filtración directa
- El carbón en grano. Algunas de sus características determinadas en diversos granos típicos utilizables en el tratamiento del agua se presentan en la Tabla 5.12. Se observan amplias variaciones que es fundamental tener en cuenta en la elección de carbón y del material destinado a su utilización (Ramírez Camperos y García Garduño, 2001)

Hay diversas maneras de regenerar el carbón:

a) Con vapor: regenera el carbón que haya absorbido algunos compuestos muy volátiles, desobstruye la superficie de los granos y esteriliza el carbón
b) Térmica: por pirolisis y combustión de sustancias orgánicas adsorbidas. Es el método más utilizado, pese a que su uso conduce a pérdidas de hasta 10 por ciento de carbón. El calentamiento se realiza hasta 800 °C en una atmósfera controlada para evitar que se inflame el carbón
c) Química: se realiza por medio de un disolvente, a una temperatura de 100 °C y pH elevado; con este método las pérdidas son mínimas (1 por ciento)

Para determinar la operación de un carbón determinado o para comparar la eficiencia de dos o más carbonos, se determinan las isotermas de Freundlich. Así se sabrá la capacidad de adsorción a diferentes concentraciones de soluto.

5.5.4. Oxidación química

Es el proceso por el que se aumenta el estado de oxidación de una sustancia. El objetivo de este tratamiento en las aguas residuales es convertir las sustancias químicas nocivas en sustancias que no sean peligrosas ni ofensivas. Con este sistema es posible eliminar tanto compuestos orgánicos como inorgánicos, con lo que se logra una reducción de DQO, COT y toxicidad en las aguas residuales tratadas.

Antes de escoger algún agente oxidante, debe tomarse en cuenta aspectos importantes como:

- Eficacia del tratamiento
- Costo
- Facilidad de manejo
- Compatibilidad con las etapas de tratamiento anterior o posterior

Tabla 5.12 Características físicas de diversos carbones granulares

Materia prima	A Turba	B Turba	C Carbón	D Madera	F Coque de petróleo
Granulometría					
Tamaño específico	0.95	0.66	0.45	1.7	4
Coeficiente de uniformidad	1.5	1.4	2.2	1.4	1.4
Presentación	triturado	granos cilíndricos	triturado	triturado	bolas
Densidad aparente	0.29	0.42	0.67	0.69	0.58
Superficie específica	650/750	1 100/1 200	800/900	1 000/1 100	1 100/1 300
Cenizas (por ciento)	4-8	5.5	8	12	0.2

- Naturaleza de la operación de oxidación

Dentro de los agentes oxidantes que cumplen con los aspectos antes mencionados se encuentran los siguientes:

- Oxígeno o aire
- Ozono
- Agua oxigenada (uso muy limitado)
- Permanganato de potasio
- Cloro (hipocloritos)
- Dióxido de cloro

En general, una selección de entre dichos agentes oxidantes se basa en la economía y en las características de manejo del material, para una eficacia dada. Siempre debe efectuarse una comparación económica con otros posibles procesos.

La aplicación adecuada de los procesos de oxidación química a los procesos específicos del tratamiento de aguas y aguas residuales requiere, además de un detallado conocimiento del sistema de tratamiento, una comprensión rigurosa de los principios químicos y fisicoquímicos fundamentales implicados en las reacciones de oxidación química de las soluciones acuosas diluidas.

Algunos de los distintos procesos de oxidación son:

a) Oxidación húmeda no catalítica

La oxidación húmeda es un proceso clásico de tratamiento que se ha venido aplicando desde hace más de cincuenta años, en el cual la materia orgánica, soluble o en suspensión, se oxida con oxígeno disuelto procedente del aire o de corrientes gaseosas enriquecidas con oxígeno. La química del proceso transcurre por vía radical: son los radicales formados a partir del oxígeno los que reaccionan con la materia orgánica. Por este motivo, la oxidación húmeda, tanto catalítica como no catalítica, se incluye a veces entre los procesos avanzados de oxidación, cuya característica definitoria es la implicación de radicales hidroxilo como agentes oxidantes indirectos

Una característica esencial de los procesos de oxidación húmeda no catalítica es la formación de ácidos carboxílicos como productos finales no mineralizables y que esencialmente corresponden a los ácidos fórmico, acético y oxálico. La proporción de estos compuestos es variable en función de los parámetros de diseño del proceso, pero típicamente representan 5-10 por ciento del carbono orgánico total (COT) del efluente de partida. Puesto que se tata de compuestos biodegradables, es posible limitar la extensión

de la oxidación teniendo en cuenta que se trata de compuestos que no presentan problemas de toxicidad en depuradoras. Si, por el contrario, las concentraciones de contaminante son bajas y no es posible utilizar la oxidación como pretratamiento antes de un sistema de depuración biológica, es necesario utilizar catalizadores con el fin de evitar temperaturas de proceso prohibitivas

La temperatura de tratamiento de los procesos de oxidación húmeda es función de la naturaleza de los compuestos que se deben degradar, pero en general oscila entre 150 y 350 ºC, con una presión de operación de entre 20 y 200 bar, dependiendo esencialmente de la temperatura. El rendimiento de la oxidación, medido como porcentaje de DQO, oscila entre 75 y 90 por ciento. La oxidación húmeda se puede aplicar en corrientes cuyo contenido en materia oxidable oscile entre 500 y 15 000 mg/L de demanda química de oxígeno y se vuelve autotérmica para valores de DQO superiores a 20 g/Litros

b) Oxidación húmeda catalítica

En casos en los que sea necesario alcanzar una tasa de mineralización alta, el proceso de oxidación húmeda se puede llevar a cabo en presencia de catalizadores con el fin de acelerar la velocidad de la reacción de degradación de los compuestos orgánicos. La oxidación húmeda catalítica es capaz de mineralizar la totalidad de los contaminantes orgánicos, junto con compuestos inorgánicos, como cianuros y amoniaco, y puede utilizar aire u oxígeno como agente oxidante

El catalizador hace posible la operación en condiciones de temperatura y presión más moderadas que las de la oxidación húmeda no catalítica y, por tanto, mejora el balance económico del proceso. Los catalizadores suelen ser metales u óxidos metálicos soportados, pero también se han estudiado otras sustancias, tanto en sistemas homogéneos como heterogéneos

La oxidación húmeda catalítica permite llevar a cabo la oxidación de compuestos orgánicos en agua a presión moderada (en cualquier caso superior a la presión de vapor del agua y en general en el intervalo 15-50 bar) y a una temperatura comprendida entre 120 °C y 250 °C, que es función esencialmente del tipo de catalizador. En cuanto a la reducción de DQO, la eficacia del proceso puede oscilar entre 75 y 99 por ciento: el catalizador permite alcanzar grados de oxidación elevados o trabajar con menores tiempos de residencia a eficacia reducida, un equilibrio que decide el tipo de contaminante a eliminar

La oxidación húmeda catalítica está particularmente indicada en el caso de efluentes concentrados (DQO >10 000 mg/L, para los cuales el proceso no requiere aporte externo de energía) o que contengan compuestos no biodegradables o tóxicos para los sistemas biológicos de depuración. El proceso no es eficaz económicamente frente a los procesos avanzados de oxidación, en el caso de efluentes con baja carga orgánica (DQO < 5 000 mg/L)

c) Oxidación húmeda supercrítica

En los procesos de oxidación húmeda mencionados hasta ahora el oxidante primario debe atravesar la interfaz gas-líquido. Esto impone limitaciones al diseño de reactores puesto que debe te-

nerse en cuenta una posible limitación a la velocidad de transferencia de materia. Si se rebasa el punto crítico del agua (647.096 K, y 22.064 MPa), desaparece la diferencia entre fases a la vez que los coeficientes de transporte alcanzan valores elevados, lo que permite operar con velocidades de oxidación elevadas. De esta forma, los compuestos orgánicos tóxicos y refractarios a la oxidación pueden degradarse con gran eficacia, a temperaturas comprendidas entre 400 y 650 ºC, con tiempos de residencia muy pequeños (30-90 s)

Además, el proceso permite tratar efluentes con contaminantes muy diversos, incluyendo metales, que son transformados en sus óxidos. Por otro lado, la presión que requiere la oxidación supercrítica es muy elevada y en las condiciones de presión y temperatura de la operación existe una fuerte incidencia de la corrosión debida a la oxidación de halógenos, fósforo y azufre. Ambos factores fuerzan a utilizar materiales costosos

Finalmente, en agua supercrítica, la solubilidad de muchos compuestos inorgánicos es pequeña, por lo que las sales tienden a depositarse en el reactor y en las conducciones, lo que ocasiona problemas de erosión y taponamiento. La Tabla 5.13 resume algunas de las características más importantes de los procesos de oxidación directa, con énfasis especial en sus limitaciones

d) Procesos avanzados de oxidación (PAO)

Los procesos avanzados de oxidación (PAO) se definen como los procesos de oxidación que implican la generación de radicales hidroxilo en cantidad suficiente para interactuar con los compuestos orgánicos del medio. Se trata de una familia de métodos que utilizan la elevada capacidad oxidante de los radicales HO y que se diferencian entre sí en la forma en la que los generan. Los más comunes utilizan combinaciones de ozono (O_3), peróxido de hidrógeno (H_2O_2), radiación ultravioleta y fotocatálisis. Una relación completa se indica en la Tabla 5.14

Una consecuencia de la elevada reactividad del agente oxidante es que los procesos avanzados de oxidación se caracterizan también por su baja selectividad; pero lo que en un proceso de producción puede ser una desventaja, resulta una característica deseable cuando se trata de eliminar contaminantes de aguas residuales

Por otro lado, son procesos que utilizan reactivos costosos, como el agua oxigenada o el ozono, por lo que su utilización debe restringirse a situaciones en las que otros procesos más baratos, como los biológicos, no sean posibles. Su máximo potencial se explota cuando se integran a otros tratamientos, como la adsorción o los tratamientos biológicos, a fin de conseguir la máxima economía del oxidante

Una característica común a todos los procesos avanzados de oxidación es su capacidad para tratar efluentes con concentraciones menores a 5 g/L de DQO. Para mayores concentraciones, el elevado consumo de agente oxidante y la mejora en el balance energético del proceso hacen preferibles las técnicas de oxidación directa, como la oxidación húmeda.

Dentro de los PAO se encuentran los procesos electroquímicos para la oxidación de contami-

Tabla 5.13 Condiciones y limitaciones de los procesos de oxidación directa

Tratamiento	Condiciones	Rendimientos
Incineración	> 800ºC	> 99 %
Limitaciones:		
Si el poder calorífico es inferior a 3000 kJ/kg (> 200 gDQO/L), es necesario utilizar un combustible adicional		
Oxidación húmeda no catalítica	150 - 350 ºC, 20 - 200 bar	75-90 %
Limitaciones:		
DQO inicial 500 - 15 000 mg/L		
Condiciones muy enérgicas		
No se alcanza mineralización completa		
Oxidación húmeda catalítica	120 - 250 ºC, 5 - 25 bar	75 - 99 %
Limitaciones:		
DQO inicial > 10 000 mg/L		
El proceso es muy dependiente del tipo de catalizador		
La estabilidad de algunos catalizadores no es satisfactoria		
Oxidación húmeda supercrítica	400 - 650 ºC, > 250 bar	> 99.9 %
Limitaciones:		
DQO inicial > 50 g/L		
El medio de reacción es corrosivo		
La deposición de sales puede bloquear los equipos		
Los compuestos que contienen nitrógeno mineralizan con dificultad		

Tabla 5.14 Procesos avanzados de oxidación

Procesos homogéneos
a) Sin aporte externo de energía:
• Ozonización en medio alcalino (O_3/OH^-)
• Ozonización con peróxido de hidrógeno (O_3/H_2O_2) y ($O_3/H_2O_2/OH^-$)
• Peróxido de hidrógeno y catalizador (H_2O_2/Fe_2^+)
b) Con aporte externo de energía:
b1) Energía procedente de radiación ultravioleta (UV)
• Ozonización y radiación ultravioleta (O_3/UV)
• Peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta (H_2O_2/UV)
• Ozono, peróxido de hidrógeno y radiación ultravioleta (O_3/H_2O_2/UV)
• Foto-Fenton (Fe_2^+/H_2O_2/UV)
b2) Energía procedente de ultrasonidos (US)
• Ozonización y ultrasonidos (O_3/US)
• Peróxido de hidrógeno y ultrasonidos (H_2O_2/US)
b3) Electroquímica
• Oxidación electroquímica
• Oxidación anódica
• Electro-Fenton
Procesos heterogéneos
• Ozonización catalítica (O_3/Cat.)
• Ozonización fotocatalítica (O_3/TiO_2/UV)
• Fotocatálisis heterogénea (H_2O_2/TiO_2/UV)

nantes orgánicos, los cuales se basan en la utilización de energía eléctrica para romper los enlaces de las moléculas; además, los electrones se transfieren al compuesto orgánico en último extremo mediante la intervención de radicales hidroxilo. (Aunque la oxidación electroquímica de compuestos orgánicos está favorecida termodinámicamente con respecto a la oxidación del agua, esta es mucho más rápida debido a su mayor concentración).

La principal ventaja de este tipo de procesos electroquímicos es evitar la introducción de reactivos en disolución. En la oxidación anódica, los compuestos orgánicos se oxidan mediante los radicales hidroxilo generados en un ánodo a partir de la oxidación de moléculas de agua. En la oxidación electroquímica, los compuestos orgánicos reaccionan con oxidantes moleculares generados electroquímicamente, como el peróxido de hidrógeno que se produce en cátodos.

En la Tabla 5.15 se presentan las ventajas y desventajas de diferentes procesos avanzados de oxidación para tomarse en cuenta al elegir este tipo de tratamiento.

5.5.5. Ablandamiento

El ablandamiento del agua es la eliminación de calcio, magnesio y otros cationes metálicos disueltos en el agua. El agua resultante es conocida como agua blanda. El ablandamiento del agua se logra por lo general usando resinas de intercambio iónico o por precipitación química.

La dureza más común y problemática es la causada por la presencia de bicarbonato de calcio ($Ca(HCO_3)_2$). El agua la adquiere cuando la lluvia pasa por piedra caliza ($CaCO_3$). Cuando el agua de lluvia cae, disuelve dióxido de carbono (CO_2) del aire y forma ácido carbónico (H_2CO_3), por lo que se acidifica ligeramente.

El carbonato de calcio ($CaCO_3$) es menos soluble en el agua que el bicarbonato de calcio ($Ca(HCO_3)_2$), por lo que se precipita formando un sólido conocido como sarro, incrustaciones o incrustaciones de calcio. Como este tipo de dureza es fácil de remover se le conoce como dureza temporal. El sarro aparece por lo general alrededor de sistemas de agua caliente y elementos de calentamiento. Sin embargo, si el agua es extremadamente dura se puede formar sarro en tuberías de agua fría.

La combinación de iones de calcio Ca_2^+ y magnesio Mg_2^+ con iones cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) y nitrato (NO_3^{2-}) se conoce como dureza permanente. En algunas áreas, el sulfato de calcio $CaSO_4$ puede causar una dureza considerable. La dureza permanente no puede ser removida hirviendo el agua. El término dureza total es usado para describir la combinación de dureza de magnesio y calcio. Sin embargo, los valores de dureza se reportan en términos de carbonato de calcio ($CaCO_3$) porque es la causa principal de las incrustaciones (Legrand *et al.*, 1990).

Existen tres maneras básicas para ablandar el agua:

- Forzar la precipitación de las sustancias insolubles, como el carbonato de calcio $CaCO_3$ y el hidróxido de magnesio $Mg(OH)_2$, antes de que entren al sistema de agua
- Remover los iones de calcio Ca^{2+} y magnesio Mg_2^+ del agua

Tabla 5.15 Ventajas y desventajas de los procesos avanzados de oxidación

Ventajas	Desventajas
Ozonización en medio alcalino	
• Tecnología de reactores gas-líquido bien conocida • Flexibilidad para tratar distintos caudales y concentraciones • Fácilmente automatizable	• Baja solubilidad del ozono en agua • Posible formación de bromatos • Costo de generación de ozono • Presencia de carbonatos, bicarbonatos y otros neutralizantes de radicales
Ozonización con peróxido de hidrógeno (O_3/H_2O_2) y ($O_3/ H_2O_2/OH^-$)	
• Elevada eficacia y velocidad de degradación • Puede utilizarse para degradar la casi totalidad de los compuestos • Tecnología conocida y fácil de automatizar	• Al ozono alcalino se añade el costo del peróxido de hidrógeno
Métodos ozono-ultravioleta: O_3/UV, H_2O_2/UV y O_3/H_2O_2/UV	
• La velocidad de oxidación puede ser muy alta • Reduce el costo de los reactivos	• El costo de la generación de radiación UV es elevado • La eficacia de la radiación es baja • La economía del proceso requiere que el compuesto a degradar absorba la UV
Peróxido de hidrógeno y catalizador (H_2O_2/Fe_2^+)	
• Método probado y con amplio desarrollo industrial • Eficaz como pretratamiento	• Utiliza un catalizador homogéneo • Se generan lodos de hidróxido de hierro • El pH del medio debe ser controlado en un intervalo estrecho •Los ácidos orgánicos pueden secuestrar el hierro
Foto-Fenton (Fe_2^+/H_2O_2/UV)	
• Reduce la generación de lodos respecto al Fenton clásico • La velocidad de reacción es alta, lo que reduce el tamaño del reactor	• Baja eficacia de la radiación • Necesidad de controlar estrechamente el pH
Oxidación avanzada con ultrasonidos (O_3/US y H_2O_2/US)	
• No requiere radiación y reduce el costo de reactivos • Puede combinarse con otros procesos de oxidación	• Proceso intensivo en energía • Tecnología en sus primeras fases de desarrollo
Métodos electroquímicos (oxidación anódica, electro-Fenton)	
• Mejoran la eficacia de los procesos • Evitan o reducen la necesidad de reactivos	• Duración de los electrodos • Costo elevado debido a la energía
Ozonización catalítica (O_3/Cat.)	
• Facilidad de separación de los productos • Diseño de reactores bien conocido • Mejora de la economía del ozono respecto de los sistemas homogéneos • Nuevos materiales catalíticos en desarrollo	• Baja solubilidad del ozono, que debe transferirse desde el gas • Limitaciones a la transferencia de materia en un sistema trifásico
Procesos fotocatalíticos (O_3/TiO_2/UV y H_2O_2/TiO_2/UV)	
• Posibilidad de utilización de una fuente de energía limpia • Se puede combinar con otros procedimientos de oxidación	• Eficacia reducida si no se utilizan otros reactivos • Bajo rendimiento de la radiación • Disponibilidad limitada de fotocatalizadores • Limitaciones en la transferencia de materia

Tabla 5.16 Ventajas y desventajas de los procesos avanzados de oxidación (continuación)

Ventajas	Desventajas
Oxidación avanzada con ultrasonidos (O_3/US y H_2O_2/US)	
No requiere radiación y reduce el coste de reactivos. Puede combinarse con otros procesos de oxidación.	Proceso intensivo en energía. Tecnología en sus primeras fases de desarrollo.
Métodos electroquímicos (Oxidación anódica, Electro-Fenton)	
Mejoran la eficacia de los procesos. Evitan o reducen la necesidad de reactivos.	Duración de los electrodos. Coste elevado debido a la energía.
Ozonización catalítica (O_3/Cat)	
Facilidad de separación de los productos. Diseño de reactores bien conocido. Mejora de la economía del ozono respecto de los sistemas homogéneos. Nuevos materiales catalíticos en desarrollo.	Baja solubilidad del ozono, que debe transferirse desde el gas. Limitaciones a la transferencia de materia en un sistema trifásico.
Procesos fotocatalíticos (O_3/TiO_2/UV y H_2O_2/TiO_2/UV)	
Posibilidad de utilización de una fuente de energía limpia. Se puede combinar con otros procedimientos de oxidación.	Eficacia reducida si no se utilizan otros reactivos. Bajo rendimiento de la radiación. Limitación en la disponibilidad de fotocatalizadores. Limitaciones a la transferencia de materia.

- Evitar que los iones de calcio (Ca^{2+}) del carbonato de calcio $CaCO_3$ se precipiten por medio de la formación de complejos

El exceso de ablandamiento del agua puede tener efectos adversos:

- corrosión de las tuberías de fierro y acero galvanizado
- contribuir al desgaste de los tanques de concreto

En la Tabla 5.17 se muestras las características de los tipos de ablandamiento del agua residual. Normalmente, el interior de tuberías ferrosas son protegidas por una capa que se forma cuando el agua fluye dentro de ellas; esta capa contiene $CaCO_3$ y Fe. Si un agua muy blanda (agresiva) pasa por una tubería galvanizada, la capa protectora de zinc es lentamente removida, con lo que el acero queda expuesto. Además, si no existen suficientes iones de Ca^{2+} en el agua, los componentes de calcio del concreto pueden lixiviarse y causar deterioro en la integridad de la estructura (Droste y Wiley, 1997).

5.5.6. Descarbonatación

Los procesos con cal en frío se utilizan, principalmente, para reducir la alcalinidad bicarbonatada y ablandar el agua de alimentación de calderas. También se utiliza en otros procesos que requieren un ajuste de calidad, como el agua para bebidas carbónicas.

La alternativa a utilizar cal combinada con sosa para eliminar dureza, cuando esta es superior a la alcalinidad, ha sido ampliamente utilizada en particular para tratar las aguas duras de alimentación de locomotoras de vapor, que, con un exceso de reactivos, conseguían rebajar la dureza y dar un pH alcalino para proteger el metal de la corrosión. Actualmente, el mayor uso de agua desmineralizada por intercambio iónico para mejorar la operación de las calderas modernas

Tabla 5.17 Métodos básicos para el ablandamiento del agua

Ablandamiento cal-soda
Se agrega cal (hidróxido de calcio $Ca(OH)_2$) y carbonato de sodio (Na_2CO_3) al agua para causar la precipitación del $CaCO_3$ y $Mg(HO)_2$
En sistemas municipales se agrega $Ca(OH)_2$ al agua y el sólido precipitado se remueve por medio de la sedimentación. Debido a que alguna de esta dureza se conserva, este proceso es conocido como ablandamiento parcial
En una escala menor se puede agregar Na_2CO_3 al agua dura que va a ser utilizada para lavar ropa
Intercambio catiónico
Este proceso sustituye los iones Ca^{2+}y Mg^{2+} por otros iones que no contribuyen a la dureza como lo son el ion Na^+ y el ion K^+
El intercambio catiónico es un método de ablandamiento total porque remueve toda la dureza del agua
Formación de complejos
Ablandadores domésticos de agua: es la adición de polifosfatos (que contengan el ion $P_6\ O_{18}^{6-}$) al agua. Estos iones rodean los iones calcio Ca^{2+} disueltos y evitan que estos se precipiten como carbonato de calcio $CaCO_3$

y disminuir las perdidas energéticas por purgas, evita el uso de sosa porque este proceso lleva asociado el aporte de iones sodio.

5.5.7. Desmineralización

En el proceso de desmineralización, las resinas eliminan casi por completo los cationes y los aniones del agua. El proceso está determinado por la composición del agua de alimentación, la configuración del equipo, las cantidades y los tipos de resinas usadas, así como sus regenerantes y la calidad requerida para el efluente.

El proceso de desmineralización intercambia los cationes de todas las sales de calcio, magnesio, sodio y otros cationes metálicos, por iones H^+, con lo cual se liberan sus correspondientes ácidos. Posteriormente, los ácidos se eliminan mediante resinas aniónicas apropiadas. La desmineralización produce agua de alta calidad para la industria, especialmente en plantas generadoras de vapor.

Los sistemas de desmineralización se utilizan mucho, no solo para el acondicionamiento de agua para calderas de alta presión, sino también para acondicionar agua para varios procesos y enjuagues. En otros términos, la desmineralización es el proceso mediante el cual se logra eliminar sales minerales disueltas en el agua y al ponerse ésta en solución, se ionizan (Ramalho, 1996).

Los problemas de cantidad, calidad, reutilización y contaminación son complejos; por lo general, requieren estudios realizados por expertos para decidir entre fuentes alternativas de agua de tratamientos óptimos o para reducir al mínimo el costo total de uso. Por lo general, es para generación de energía, calentamiento, enfriamiento o para su incorporación real dentro de un producto o en su proceso de manufactura (AWWA, 1998).

5.5.7.1. Ósmosis inversa

La ósmosis inversa (RO) es el nivel de filtración más fino disponible en la actualidad. Se utiliza para eliminar contaminantes que tienen menos de 1nm de diámetro nominal. Una membrana semipermeable actúa como barrera para toda clase de sales disueltas, moléculas inorgánicas y orgánicas, pirógenos, materias coloidales submicrómicas, virus y bacterias. Se puede remover entre 90 y 99 por ciento de los compuestos disueltos, dependiendo del diseño del sistema.

La remoción de contaminantes no-iónicos con pesos moleculares <100 Daltons puede ser baja. Aumenta a pesos moleculares mayores y, en teoría, la remoción será completa para moléculas con pesos moleculares >300 Dalton. Los gases disueltos no son removidos.

La ósmosis inversa es la difusión natural de moléculas a través de una membrana semipermeable. Cuando se ponen en contacto dos soluciones de diferentes concentraciones, separadas por una membrana semipermeable, se genera un flujo desde la solución más diluida a la más concentrada, hasta igualar las concentraciones de ambas.

La presión osmótica es la presión que hay que aplicar a la solución más concentrada para que se detenga el flujo de agua a través de la membrana. En la ósmosis inversa el solvente (agua) pasa de la solución más concentrada a la solución más diluida.

En la práctica, la presión utilizada en la ósmosis inversa es entre 5 y 20 veces la presión osmótica. Por ejemplo, una solución con 1 500 ppm de sales tiene una presión osmótica de 1 bar. La presión de filtración de ósmosis inversa varía entonces en función de la cantidad de sales que contenga el agua, del porcentaje de rechazo que se busque, y de la propia tecnología de la membrana.

En forma simplificada, si aplicamos la presión suficiente al agua de alimentación que ingresa en el equipo, se producen dos corrientes de flujo continuo: una de permeado o producto y otra de concentrado o de rechazo. La corriente de concentrado, de mayor conductividad eléctrica debido a su contenido de sales, es habitualmente descartada, en tanto que el producto será agua prácticamente libre de sales (Ilustración 5.20) (Metcalf & Eddy, Inc., 2003).

Pretratamiento del agua para ósmosis inversa

El problema más crítico a enfrentar en la operación de un sistema de ósmosis inversa es la posibilidad de ensuciamiento. Las sustancias que provocan el ensuciamiento se pueden clasificar en:

- Hidróxidos metálicos (óxidos de hierro, manganeso)
- Coloides y partículas (sílice)
- Sustancias orgánicas y biológicas
- Precipitados de sales poco solubles (carbonatos y sulfatos de calcio y magnesio)

Las tres primeras ingresan en el agua de alimentación y, además, las bacterias pueden desarrollarse dentro de los módulos, tanto en la superficie de la membrana como en los sellos y sus alojamientos. El cuarto grupo se debe a la concentración que ocurre dentro del equipo. La mayoría de las membranas no permite la presencia de cloro, por lo que será imprescindible su eliminación antes de ingresar el agua al sistema.

Los procedimientos de limpieza química son efectivos para la gran mayoría de las sustancias ensuciantes, pero dicha limpieza no debería transformarse en sustituto de un pretratamiento adecuado. Los limpiadores no son efectivos en un 100 por ciento e incluso algunos podrían afectar el rechazo de sales de la membrana. Con un adecuado pre-tratamiento, un equipo de ósmosis inversa no necesitaría ser limpiado más de una vez al año y la vida de las membranas debería ser de al menos tres años.

Cualquiera que sea el tipo de ensuciamiento, se observarán aumentos en la caída de presión de los módulos de ósmosis. Los pretratamientos son diseñados para cada equipo y para cada

Ilustración 5.20 Módulo de ósmosis inversa

agua en función de sus características físicas, químicas y bacteriológicas. Siempre se aconseja un pre-filtrado para cualquier sistema y el mismo puede llegar hasta 1 o 5 micrones.

Preparación de membranas de ósmosis inversa

Muchos materiales naturales tienen características semipermeables. Se ha utilizado como materiales semipermeables: el colodión, los celofanes, el vidrio poroso, vidrio finamente molido, precipitados inorgánicos, como ferrocianuro de cobre, y fosfatos de zinc y uranio.

Todos estos, sin embargo, tienen la desventaja de agrietarse, por lo que se presenta una selectividad de corta duración y una baja uniformidad de producción.

Las membranas de acetato de celulosa (denominadas membranas AC) son las mejores membranas semipermeables desarrolladas hasta la fecha. Sourirajan, Agraval y Loeb desarrollaron la técnica para la preparación de membranas AC con permeabilidades elevadas y gran rendimiento en la separación de solutos a partir de soluciones acuosas de cloruro sódico.

Su técnica es como se describe a continuación.

1. Etapa de formación. La disolución de formación de la película contiene acetato de celulosa disuelto en acetona, a la que se añade un aditivo soluble en agua y que no afecte la solubilidad del acetato de celulosa en acetona (por ejemplo, perclorato magnésico). Con esta solución se forman las membranas sobre superficies planas o tubulares (por ejemplo, placas de vidrio o superficies tubulares), a temperatura ambiente o a temperaturas inferiores (10 °C). Uno de los avances más significativos en el campo de la tecnología de las membranas AC es su forma tubular. Las membranas de forma tubular van provistas de un revestimiento de tubo poroso de fibra de vidrio reforzada
2. Etapa de evaporación. Después de su formación, parte del disolvente (acetona) se

evapora de la superficie de la membrana a la temperatura de formación

3. Etapa de gelatinización. La membrana se sumerge en agua helada al menos durante una hora. La película forma un gel, del que se desprenden el aditivo (por ejemplo, perclorato magnésico) y el disolvente (acetona). Esto da lugar a una película rígidamente sólida sobre la superficie plana o tubular
4. Etapa de concentración. Las membranas procedentes de la etapa de gelatinización presentan poros demasiados grandes para permitir una operación eficaz (diámetro ≈ 400). Estos grandes poros son el resultado del proceso de lixiviación. Por ello, la membrana recibe un tratamiento térmico para disminuir su volumen en un baño de agua caliente durante 10 minutos aproximadamente. Ajustando la temperatura del agua caliente es posible obtener porosidades, con las que se pueden obtener diferentes grados de separación de las aguas residuales. Las temperaturas más altas del agua caliente (intervalo normal es de 70–98 °C) producen poros más pequeños (Ramalho, 1996; Metcalf & Eddy, Inc., 2003)

5.5.7.2. Intercambio iónico

Se conoce como intercambio iónico al cambio de iones entre un sólido (material de intercambio iónico o resina) y un líquido, a raíz del cual no hay un cambio permanente en la estructura del sólido. El intercambio iónico se usa en el tratamiento de aguas y también sirve como método de separación para muchos procesos en los que intervienen otros líquidos. Su principal campo de aplicación es el ablandamiento del agua empleada en los hogares, y la producción de agua blanda y desmineralizada en la industria, como, por ejemplo, en las centrales térmicas, refinerías, en la industria química, en aplicaciones especiales, como la síntesis química, investigación médica, procesos de la industria alimentaria, minería, agricultura y en una gran variedad de otras aplicaciones. La utilidad del intercambio iónico reside en la capacidad de usar y reutilizar el material de intercambio iónico mediante su regeneración.

En 1852, Way descubrió que la eliminación del amoniaco de líquidos acuosos que se hacían pasar a través de ciertos suelos era, en realidad, un intercambio iónico con el calcio de un tipo especial de silicato que existía en los suelos. El verdadero estímulo para las resinas orgánicas intercambiadoras se presentó cuando Adams y Holmes publicaron sus resultados sobre las resinas orgánicas intercambiadoras, sintéticas, y describieron a las resinas intercambiadoras de aniones (Arden, 1990).

Los suelos son intercambiadores importantes de iones, especialmente los suelos arcillosos y el humus producido por la vegetación en descomposición. También, los sedimentos en el fondo de ríos y lagos poseen una capacidad considerable de intercambio sobre todo para los cationes. La alúmina, óxido de silicio, óxido de manganeso, los fosfatos y los sulfuros metálicos, la lignina, proteínas, celulosa, madera, células vivientes, carbón y resinas, en forma similar, tienen propiedades de intercambio iónico.

Los minerales que contienen silicatos difieren considerablemente en su capacidad de intercambio iónico. Algunos de los minerales naturales de silicatos de aluminio, como las zeolitas de arena verde (glaucomita), sirven como intercambiadores de iones comerciales.

El intercambio iónico es una reacción química en la que los iones móviles hidratados de un sólido son intercambiados por iones de igual carga en solución. El sólido tiene una estructura de red de pesca abierta y los iones móviles neutralizan eléctricamente a los grupos cargados o potencialmente cargados, que están adheridos a la matriz sólida, conocida como intercambiador iónico (Taylor, 1990). El intercambio de cationes ocurre cuando el catión móvil, cargado positivamente y unido al grupo cargado negativamente que este, a su vez, fijó en el intercambiador iónico, se cambia por otro catión en la solución. De modo semejante, el intercambio de aniones ocurre cuando el anión móvil, cargado negativamente y unido al grupo cargado positivamente y fijo sobre la resina intercambiadora, se intercambia por otro anión en la solución (Ilustración 5.21).

La tecnología moderna del intercambio iónico comenzó en 1935, con el descubrimiento de las resinas sintéticas de intercambio iónico. Sin embargo, tanto las zeolitas naturales como las sintéticas continúan en el comercio.

Las resinas de intercambio iónico se pueden clasificar en cuatro grandes grupos:

- Resinas intercambiadoras de cationes
- Resinas intercambiadoras de aniones
- Resinas selectivas
- Polímeros de adsorción

A su vez, las resinas intercambiadoras de cationes se clasifican en dos clases:

- Fuertemente disociadas, comúnmente denominadas catión fuerte (CF)
- Débilmente disociadas, comúnmente denominadas catión débil (CD)

Las resinas intercambiadoras de aniones se clasifican en:

- Fuertemente disociadas, tipo I, II y III, comúnmente denominadas anión fuerte (AF I, AF II, AF III)
- Débilmente disociadas, comúnmente denominadas anión débil (AD)

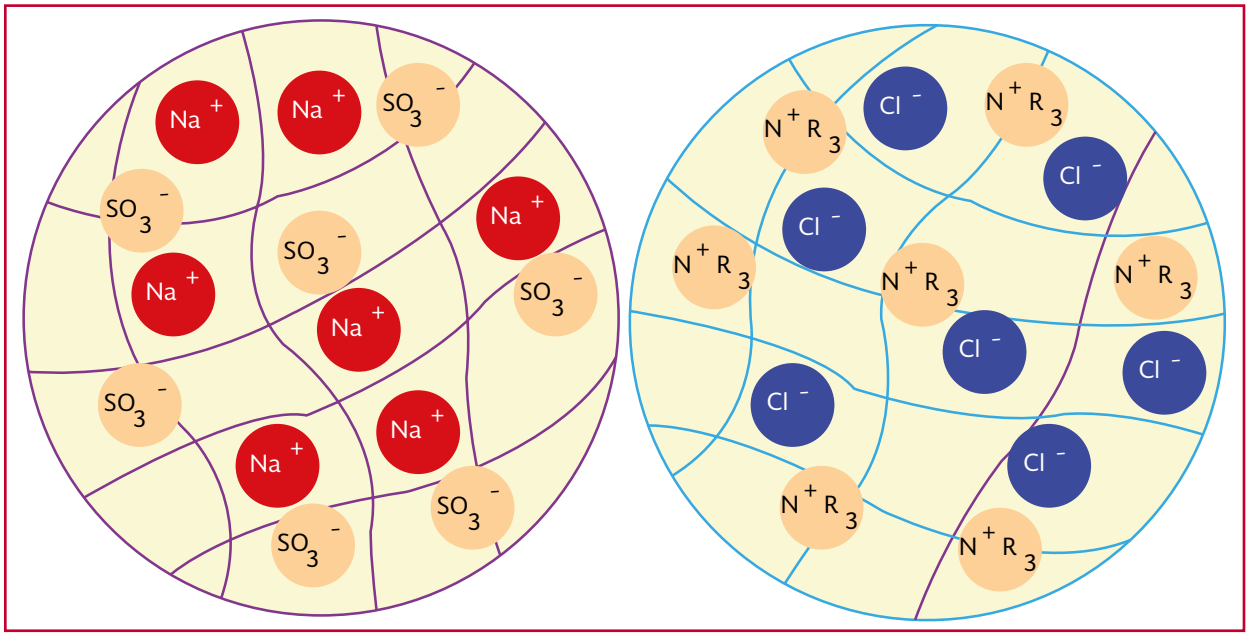
Las resinas selectivas se caracterizan por disponer de grupos activos con afinidad especial frente a determinados iones, como para la retención de arsénico, boro, nitratos, plomo, entre otros.

Los polímeros de adsorción, o resinas adsorbentes, son polímeros débilmente funcionales, o no funcionales, es decir, sin grupos activos, con diversas porosidades y una gran superficie activa, por lo que son capaces de retener determinadas moléculas orgánicas.

Los intercambiadores sintéticos de iones son permeables, razonablemente estables y tienen altas capacidades. Se puede utilizar partículas relativamente grandes de 1 a 2 mm de diámetro, sintetizadas con grupos iónicos funcionales específicos. (Fernández-Alba, 2006). Los sistemas de desmineralización por intercambio iónico varían de acuerdo con:

- El volumen y la composición de las aguas crudas
- Requerimientos de calidad del efluente para diferentes usos
- Los costos comparativos de capital y de operación

Ilustración 5.21 Diagrama esquemático del trabajo de una resina de intercambio catiónico



Las etapas que se siguen para elegir un sistema de desmineralización son las siguientes:

1. Determinar la calidad y volumen diario de agua requerida
2. Analizar las calidades de los suministros de agua disponibles
3. Seleccionar el tipo de pretratamiento necesario
4. Decidir el sistema de desmineralización y el tipo de resinas a emplear
5. Especificar la duración del ciclo, el tipo de regenerante y la disponibilidad de almacenamiento de agua tratada
6. Determinar, en función de las capacidades de intercambio, velocidades de paso, nivel de regenerante y parámetros físicos, los volúmenes de resina y demás características del sistema

La operación de un sistema de desmineralización por intercambio iónico siempre debe ir precedida por un sistema de pretratamiento adecuado, que elimine la materia en suspensión y la materia coloidal que pueden ensuciar las resinas. Esto reduciría también la cinética de difusión de los iones y aumentaría la saturación de las resinas, lo que crearía caminos preferenciales para el agua con la consecuente disminución de la eficacia de separación. Algo similar ocurre con los aceites y gases que puedan estar presentes en el agua de alimentación de las resinas. Los pretratamientos, según la calidad del agua de partida, pueden incluir una descarbonatación previa, una decantación y una filtración (Agustin, 1990).

El objetivo de la desmineralización es reducir y evitar los tres principales problemas asociados a la generación de vapor:

- La formación de incrustaciones
- La corrosión
- Los arrastres

Para ello, el agua de aporte se somete a un tratamiento externo que reduzca la presencia de contaminantes a un nivel conveniente. Para contrarrestar el efecto de los contaminantes re-

siduales se añaden, además, los aditivos químicos apropiados, como agentes anti-incrustantes y anticorrosivos.

Uno de los métodos para desmineralizar el agua es un proceso en dos etapas llamado intercambio iónico, en el que el agua circula sucesivamente a través de un intercambiador catiónico en la forma H+, (H+R-), y un intercambiador aniónico en la forma OH-, (R+OH-). Al entrar al intercambiador catiónico, todos los cationes se permutan por una cantidad equivalente de iones H+. El efluente, que en realidad es una solución de los ácidos correspondientes a los aniones, entra al intercambiador aniónico en donde todos los aniones se permutan por iones hidróxido, que neutralizan a la cantidad equivalente de H+ formada en el intercambiador catiónico. Esto permite producir una cantidad equivalente de agua.

Los intercambiadores de lecho mezclado son otro desarrollo en la desmineralización de agua (Sawyer, 1990). Para generar un lecho mezclado, se deben separar las resinas. Esto puede lograrse mediante un retrolavado diferencial, porque las resinas de intercambio aniónico y catiónico tienen generalmente densidades diferentes. La desmineralización puede ser tan efectiva como la destilación. Sin embargo, los no electrolitos (materiales orgánicos) no se remueven cuantitativamente en el proceso de intercambio iónico, aun cuando puede existir una remoción parcial mediante adsorción. Las resinas intercambiadoras catiónicas empleadas en el proceso de desmineralización son regeneradas con ácidos fuertes. Generalmente, se utiliza H_2SO_4, aun cuando este precipita a veces como $CaSO_4$ en el lecho de intercambio.

Los equipos de desmineralización tienen también una columna que contiene una mezcla de cantidades equivalentes de intercambiadores catiónicos y aniónicos. Generalmente, el efluente es superior en calidad (de menor conductividad). Para aplicar los sistemas de ácido fuerte (SAF) en el tratamiento de aguas con altos porcentajes de sales, es conveniente situar una resina aniónica débil antes de la aniónica fuerte. Los cloruros y sulfatos se eliminan en la primera de estas dos resinas, lo que permite una regeneración muy eficaz (Agustín, 1990).

Cuando se requieren calidades superiores de agua, se utiliza un lecho mixto, en el cual las resinas aniónicas y catiónicas, ambas fuertes, van mezcladas en una columna. El lecho mixto se sitúa al final de uno de los esquemas anteriores con un pulido final. Con el lecho mixto final se consiguen calidades de agua con conductividades inferiores a 1 μSi (microsiemens) y concentraciones de sílice de entre 0.01 y 0.05 ppm.

Los sistemas de desmineralización de agua son actualmente utilizados en la mayor parte de la industria de proceso para obtener agua libre de iones, útil en la generación de vapor y en otros procesos. El problema principal radica en el uso de sustancias químicas regenerantes, lo cual genera otro contaminante más en el agua de regeneración, ya que este desecho es enviado hacia los drenajes, los cuales descargan en los cuerpos receptores de aguas (Eckenfelder, 1990).

El ablandamiento de agua por intercambio iónico es un ejemplo importante. En la industria se emplean intercambiadores catiónicos y aniónicos para preparar agua de alimentación y calderas, desionizar o desmineralizar aguas de proceso, concentrar soluciones diluidas de electrolitos y preparar reactivos químicos. Además, se introducen los principios de la cromatografía por intercambio iónico a las separaciones en

gran escala de aminoácidos y metales de tierras raras (NALCO, 1990).

Si van a removerse ácidos débiles se deben emplear intercambiadores aniónicos fuertemente básicos. Estos se deben regenerar con hidróxido de sodio. Algunos intercambiadores aniónicos débilmente básicos pueden regenerarse con carbonato de sodio. Estas aguas de retrolavado de las columnas catiónica y aniónica son, en realidad, las más contaminantes del sistema.

Aplicaciones del intercambio iónico

El intercambio iónico favorece la concentración, aislamiento y recuperación de materiales iónicos existentes en soluciones diluidas; puede generar ahorros en los productos químicos de tratamiento y se pueden recircular aguas de proceso. Se reducen en cantidad las aguas residuales y es posible que exista una ventaja económica en la recuperación de los subproductos (AWWA, 1998).

Las resinas intercambiadoras aniónicas pueden concentrar cianuros y ácidos grasos de una serie de diferentes corrientes de residuos y el intercambio iónico puede desempeñar un papel importante en la separación de substancias en general (Taylor, 1990). El intercambio iónico a escala de laboratorio ha desempeñado un papel vital en el aislamiento y la identificación de los elementos transuránicos y muchos productos de fisión. El grado de las impurezas indeseables que se hayan eliminado de los compuestos radiactivos se mide por medio del factor de descontaminación, que es la razón de la cantidad de impurezas en la dosificación a la cantidad que se encuentra en el producto. Desde un punto de vista matemático, la eliminación por intercambio iónico nunca es completa.

La separación del plutonio, como anión nitrato en complejo del uranio y productos de fisión, se ha logrado a escala piloto. La selectividad y la potencia de concentración de los materiales de intercambio iónico se usan en el tratamiento de corrientes de desecho del reprocesamiento de combustibles nucleares, y la purificación de los abastecimientos de agua que se utilizan en las plantas nucleares o que se han contaminado involuntariamente debido a corrientes radiactivas (Perry, 2005).

Otra de las aplicaciones del intercambio iónico se da en la industria de la metalurgia: los intercambiadores catiónicos pueden recuperar y concentrar cobre, zinc y ácido crómico de aguas diluidas para usarse nuevamente en procesos metalúrgicos. Desde 1956 se emplea en la recuperación de metales preciosos, mediante su concentración y separación, basadas en complejos aniónicos; en la concentración de cromo a partir de desechos de electrodeposición y en la concentración de zinc y estaño a partir de desechos alcalinos de electrodeposición, entre otros (Perry, 2005). Otras investigaciones del intercambio iónico, que, en la actualidad, han sido aplicadas se refieren al procesamiento de alimentos, productos farmacéuticos y compuestos químicos orgánicos.

En la actualidad, el intercambio iónico se ha vuelto un valioso proceso de conversión química. Su utilización a gran escala industrial está muy extendida, incluso en la producción comercial de agua desmineralizada con baja conductividad eléctrica.

Materiales de intercambio iónico

El intercambio iónico ocurre en una variedad de sustancias y ha sido usado a nivel industrial desde 1910 con la introducción del ablandamiento de aguas usando zeolitas, primeramente naturales y posteriormente sintéticas. El carbón sulfonado, desarrollado para el tratamiento de aguas industriales, fue el primer material de intercambio iónico estable a bajo pH. La introducción de las resinas de síntesis orgánica en 1935 fue el resultado de la síntesis de los productos de condensación fenólicos que contienen grupos sulfónicos o grupos amina, que podían ser usados para el intercambio reversible de cationes o aniones (Ramalho, 1996).

Los primeros productos empleados en la industria como intercambiadores iónicos fueron las zeolitas inorgánicas de origen natural, como los silicatos de aluminio, que tienen muy baja capacidad de intercambio por metro cúbico de material. Las zeolitas se obtienen de la arena verde por lavado y calentamiento hasta una fusión superficial ligera, además de un tratamiento con NaOH. También se sintetizan mediante mezcla de soluciones de silicato de sodio y aluminato de sodio, secado del gel blanco resultante y trituración hasta el tamaño deseado (Montgomery, 1995).

La siguiente mejoría consistió en la introducción de intercambiadores iónicos orgánicos, que poseen muy alta capacidad de intercambio por metro cúbico de material, hechos a partir de productos naturales sulfonados como el carbón, la lignita y la turba. Sin embargo, la mayor parte de las resinas intercambiadoras de iones de alta capacidad se basan en el poliestireno-divinibenceno (SDV8). Más de 80 por ciento de las resinas intercambiadoras se emplean para tratamiento de agua. Los otros usos son de gran importancia y están en aumento (Agustin, 1990).

Las resinas de intercambio iónico tienen la capacidad, en contacto con una solución acuosa, de eliminar selectivamente los iones disueltos, mantenerlos temporalmente unidos en combinación química, y cederlos de nuevo frente a una solución fuerte regenerante. Las resinas se comportan como un electrolito cualquiera, con la particularidad de que todos los grupos reactivos están unidos a un polímero insoluble que forma la matriz de la resina.

La mayoría de las resinas empleadas hoy en día son sintéticas, basadas en un copolímero de estireno-divinil-benceno, tratado apropiadamente para añadirle los grupos funcionales. La sulfonación da lugar a resinas catiónicas y la amination a resinas aniónicas. Algunas resinas tienen una matriz acrílica en lugar de estirénica, u otros grupos polimerizantes.

Para ser efectivos, los intercambiadores de iones sólidos deben:

- Contener sus propios iones
- Ser insolubles en agua
- Proporcionar suficiente espacio en su estructura porosa para que los iones pasen libremente al interior y hacia el exterior del sólido

Los intercambiadores catiónicos tienen una estructura cargada negativamente, pero sus poros contienen cationes que mantienen su electro-neutralidad. Los cambiadores aniónicos poseen las cargas eléctricas exactamente opuestas (Robinson, 1990).

5.5.7.3. Electrodiálisis

La electrodiálisis se desarrolló para la desalación del agua de mar. Es un método prometedor de eliminación de nutrientes inorgánicos (fósforo y nitrógeno) de las aguas residuales y, por ello, una posible etapa final en los procesos de tratamiento de aguas residuales. Los principales componentes básicos de una celda de electrodiálisis son una serie de membranas hechas de resina de intercambio iónico. Estas membranas son permeables solo a las especies iónicas y son relativamente selectivas de un tipo específico de iones (Delgado, 2009).

Existen dos tipos de membranas utilizadas en las celdas de electrodiálisis:

- Membranas catiónicas, que poseen una carga fija negativa, lo cual permite a los cationes pasar a través de ellas, repeliendo a los aniones
- Membranas aniónicas, que poseen una carga positiva fija, que permite el paso de los aniones a través de ellas, repeliendo a los cationes

El paso de los iones a través de las membranas se acelera por la aplicación de una tensión constante a lo largo de una serie de membranas permeables al catión y al anión. El cátodo y el ánodo se colocan en los dos extremos de la celda de forma tal que las membranas más próximas al cátodo sean permeables a los cationes y las más próximas al ánodo sean permeables a los aniones. El agua residual cruda se alimenta continuamente en los compartimentos de concentración y el agua residual tratada se extrae continuamente de los compartimentos de la dilución.

Si un líquido rico en iones es sometido a un campo eléctrico por medio de dos electrodos entre los que se aplica una diferencia de potencial continua, los cationes se desplazan hacia el electrodo negativo o cátodo y los aniones se dirigen hacia el electrodo positivo o ánodo. Si nada se opone a su movimiento, se descargan sobre los electrodos de signo contrario, y se produce la electrólisis. Por el contrario, si se coloca entre los electrodos un conjunto de membranas de diálisis selectiva:

- unas negativas, permeables a los cationes únicamente
- otras positivas, permeables solo a los aniones

y se disponen alternativamente como se indica en la Ilustración 5.22, se limita la migración de los iones, ya que los aniones no pueden atravesar las membranas negativas, ni los cationes las membranas positivas. Este procedimiento permite una desmineralización del agua. Por el contrario, las moléculas no ionizadas, especialmente los compuestos orgánicos y los coloides, permanecen en el agua tratada.

Para un funcionamiento adecuado de la celda de electrodiálisis, debe separarse antes del proceso: la materia en suspensión, los iones orgánicos de gran tamaño y la materia coloidal. Si esto no se hace, estos materiales pueden provocar el ensuciamiento de la membrana, lo que da un aumento de la resistencia eléctrica total. Para una tensión constante aplicada, la corriente que pasa a través de la celda disminuye. Por lo tanto, la capacidad desmineralizadora del equipo disminuye también ya que según la ley de Faraday hay migración de un equivalente-gramo de una especie iónica por amperio por segundo aplicado.

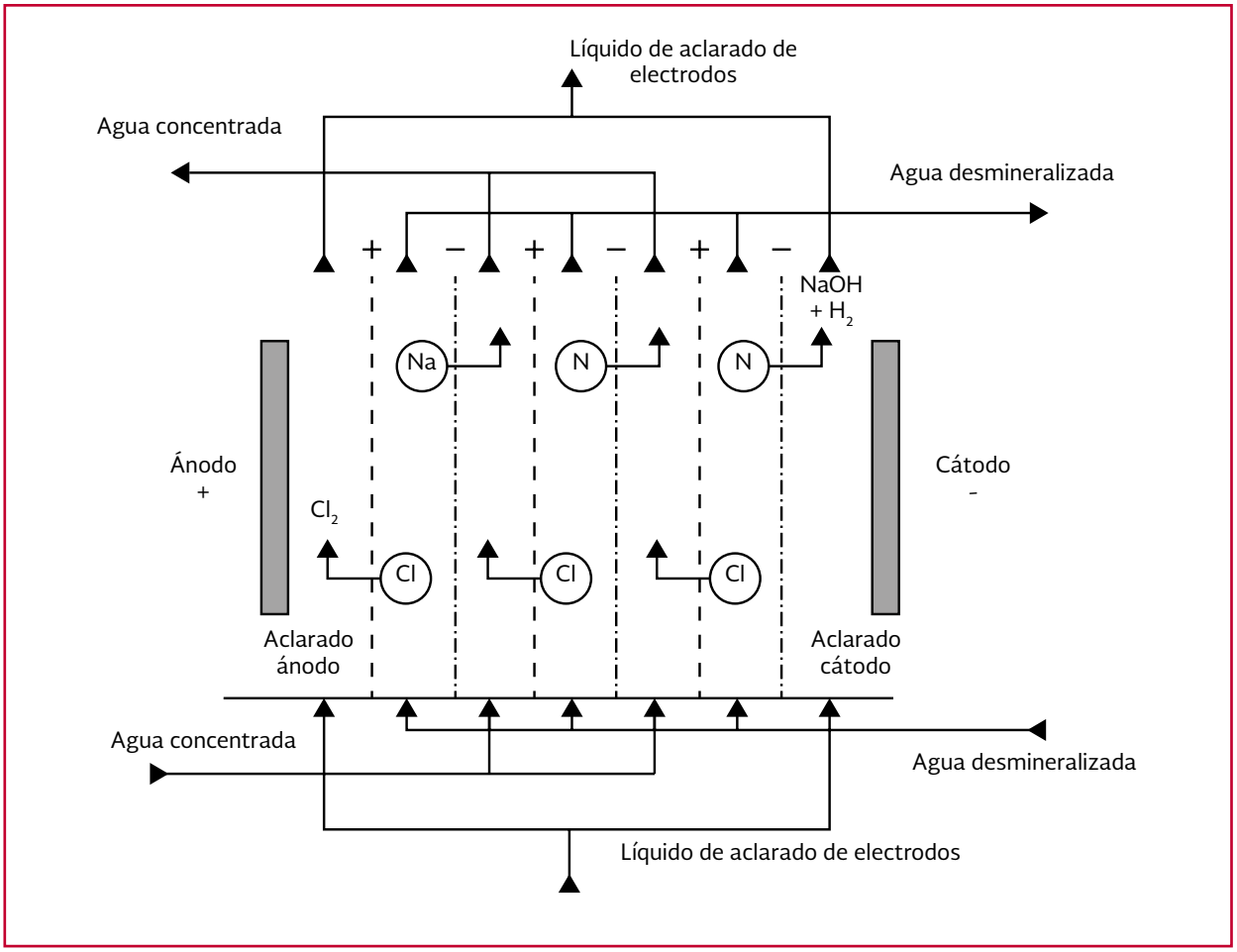
El ensuciamiento de las membranas es el mayor problema a superar con objeto de alcanzar el funcionamiento económico de la electrodiálisis en el tratamiento de las aguas residuales. El ensuciamiento se disminuye mediante:

- El tratamiento del agua residual cruda con objeto de separar la materia coloidal en suspensión y los iones orgánicos de gran tamaño. Esto se realiza mediante la adición de coagulantes, la filtración a través de microfiltros o la adsorción en columnas de carbón activado. El costo de este tratamiento puede hacer que el proceso resulte antieconómico
- El ensuciamiento se disminuye mediante el paro periódico de la planta para limpieza
- La inversión frecuente de la corriente tiende a minimizar los efectos de ensuciamiento

Los principales inconvenientes del método son:

- La imposibilidad de conseguir agua altamente desmineralizada, ya que los compartimentos correspondientes tendrían unas resistencias eléctricas demasiado fuertes, que darían lugar a pérdidas por resistencia. Generalmente, no resulta razonable pretender reducir la salinidad del agua producida a menos de 300 mg/L

Ilustración 5.22 Diagrama de elctrodialisis



- Un costo de agua que rápidamente aumenta con la salinidad entrante, ya que, por un lado, la potencia consumida es proporcional a la cantidad de sales eliminada, y, por la otra, si se quiere evitar pérdidas de selectividad y retrodifusiones de iones bajo el efecto de un gradiente químico demasiado elevado entre las dos caras de la membrana, debe limitarse la eficacia de la desalinización

Según la hidráulica interna de los electrodializadores, se obtendrá, a lo sumo, un rendimiento de eliminación de sales de 40 a 66 por ciento por paso, es decir, queda un agua con cantidades de sal de 60 a 34 por ciento de la cantidad original. Por ello, la mayoría de los aparatos están construidos por varias etapas en serie. La reducción deseada de salinidad se alcanzará en forma sucesiva haciendo entrar, en la siguiente etapa, el agua tratada de la etapa anterior.

Antes de su introducción en las células de electrodiálisis, el agua cruda debe someterse a cierto pretratamientos:

- Eliminación de la turbiedad
- Reducción del contenido en hierro hasta una fracción de mg/L
- Eliminar previamente el conjunto de sales susceptibles de precipitar: en los compartimientos de concentración, se tendrá en cuenta la polarización que, en el caso de la electrodiálisis, tiende no solo a sobre concentrar los iones comunes del agua a tratar, sino también a modificar el pH, lo que puede reforzar la tendencia a la precipitación de ciertos compuestos

El principal campo de la electrodiálisis es la producción de agua potable a partir de agua salobre poco mineralizada, de 0.8 a 2 mg/L, campo en el que se encuentra en competencia con la ósmosis inversa. Tiene, por otra parte, una aplicación interesante en la desalinización de soluciones coloidales u orgánicas. En este caso, el empleo de ósmosis inversa provocaría la concentración simultánea de todas las especies presentes, y produciría agua desmineralizada, mientras que la electrodiálisis solo elimina las especies ionizadas, en resumen, tiene mayor selectividad.

5.6. Remoción de Patógenos

Cuando existe la posibilidad de que la población pueda entrar en contacto con el agua residual tratada o regenerada, el criterio de selección del tipo de tratamiento se basa en la necesidad de reducir la probabilidad de que las personas entren en contacto con los microorganismos patógenos. Por lo tanto, un factor importante al reutilizar el agua residual es el riesgo potencial para la salud pública asociado con la presencia de microorganismos patógenos.

Así, es necesario incorporar algún tratamiento adicional para garantizar la eliminación de los microorganismos patógenos del efluente. La desinfección es el proceso más importante desde el punto de vista de la inactivación de organismos patógenos.

El objetivo de la desinfección es obtener agua de forma continua exenta de bacterias y gérmenes patógenos, conforme a las normas y a los ensayos oficiales basados en *E. coli*, estreptococos fecales y clostridium sulfitoreductores.

Los sistemas de desinfección más comunes descritos por Metcalf & Eddy, Inc. (2003) en los procesos de tratamiento de aguas residuales son:

1. Adición de productos químicos (cloro, ozono y peróxido de hidrógeno)
2. Instalación de lagunas de afine
3. Uso de luz UV
4. Filtración en medio granular o membrana

Para asegurar la inactivación total de los microorganismos indicadores, presentes en un agua, es necesario reducir al mínimo posible el contenido de materia en suspensión (MES) y la turbiedad del agua a tratar, ya que las partículas ofrecen a los microorganismos una barrera protectora frente a la acción de los desinfectantes.

Los métodos de desinfección química empleados tradicionalmente utilizan alguno de los siguientes desinfectantes: cloro libre, dióxido de cloro, hipoclorito sódico o cloraminas. El ozono es una tecnología menos utilizada en la desinfección química. La eficiencia de cualquiera de estos productos desinfectantes es función de su concentración y del tiempo de contacto con la muestra que se quiere desinfectar, de manera que la eficiencia desinfectante aumenta cuando lo hacen los valores de las dos variables citadas. Varios estudios ponen de manifiesto la eficacia relativa de estos productos químicos después de haberlos evaluado con respuesta a diversos microorganismos, llegando a la conclusión de que, en general, el ozono presenta un mayor poder desinfectante, seguido por el cloro y, en último lugar, las cloraminas formadas durante el proceso de desinfección.

En la aplicación de productos químicos para desinfectar un efluente secundario se debe tener en cuenta los siguientes aspectos:

- El momento de introducción del producto en el proceso y el orden de introducción, si se trata de más de un producto
- El pH del efluente secundario, que puede modificar el efecto desinfectante del agente químico
- La mezcla adecuada del producto con la muestra, con objeto de asegurar la presencia de desinfectante en todo el volumen de agua a desinfectar
- El carácter volátil de algunos productos químicos, que pueden provocar efectos graves en la población
- La cantidad de desinfectante que pueda absorber la mes y la eficiencia del mismo antes de disminuir su actividad frente a los microorganismos
- Los problemas que se pueden derivar de una concentración residual elevada de desinfectante

Entre los desinfectantes químicos permitidos por la legislación tenemos:

- Cloro y sus derivados
- Ozono, que es un poderoso oxidante y que presenta ventajas respecto al cloro: no deja olor ni sabor residual; produce una oxidación simultánea de la materia orgánica y no da lugar a la formación de trihalometanos. Los inconvenientes son su alto costo y que no tiene acción residual
- Permanganato potásico, que es un oxidante enérgico, actúa rápidamente sobre la materia orgánica. No da sabor ni olor al agua; es fácil de manipular y tiene un

bajo costo. Los inconvenientes son que no tiene acción residual y que el agua tratada con permanganato, al cabo de un tiempo, forma un precipitado pardo-oscuro, que se adhiere a los recipientes de vidrio y porcelana
- Sales de plata: la aplicación de estos metales como desinfectantes del agua no se ha desarrollado debido a su elevado costo (200 veces más que el cloro gas) y tiempo de acción prolongado

Las principales características que debe cumplir un buen desinfectante son:

- Capaz de destruir los microorganismos patógenos
- El tiempo de desinfección
- No nocivo para la salud
- De fácil manipulación, almacenamiento y detección en el agua
- Acción residual
- Económico

5.6.1. Cloración

A mitad del siglo XX se observó que el cloro inhibía ciertas enzimas específicas, lo que provocaba la inactivación de las bacterias. Hoy en día, está demostrado que el cloro actúa en la pared celular y daña los ácidos nucleicos, lo cual causa incluso mutaciones.

Los compuestos del cloro más frecuentemente utilizados en las plantas de tratamiento de agua residual son el hipoclorito sódico (NaClO), el hipoclorito cálcico ($Ca(ClO)_2$) y el cloro gas. Los dos primeros se emplean en plantas de tratamiento pequeñas. El hipoclorito sódico se puede obtener comercialmente de 1.5 a 15 por ciento; 4.0 por ciento es la concentración usual máxima. La solución se descompone más fácilmente a mayores concentraciones y se ve afectada por la exposición a la luz y al calor. Por lo tanto, su almacenamiento requiere un lugar frío y un tanque resistente a la corrosión.

La cloración con cloro libre o derivados se utiliza como sistema de desinfección, pero también como método para eliminar el contenido de cianuros en determinadas aguas residuales y para disminuir los valores de la DBO a causa del elevado poder oxidante del cloro. La cloración es un sistema de desinfección eficaz, de cuya utilización se posee una amplia experiencia y que presenta además un costo favorable.

Aparte del pH y la temperatura, hay otros factores que influyen notablemente en los procesos de desinfección de aguas residuales. En particular, algunos de estos factores para la desinfección con cloro son:

- El tiempo de contacto
- La concentración y el tipo de agente químico
- El tipo de organismo
- La materia en suspensión
- La materia orgánica

El tiempo de contacto de los microorganismos con el desinfectante es el factor más importante para lograr la eliminación de los patógenos. El tiempo de contacto viene especificado generalmente por la autoridad encargada del control y puede oscilar entre 30 y 90 minutos.

El proceso de diseño del reactor debe garantizar que al menos 80-90 por ciento del agua residual permanece en el reactor durante el tiempo de

contacto especificado. Esto se consigue utilizando reactores del tipo flujo en pistón o bien una serie de tanques de mezcla completa interconectados. La velocidad horizontal deberá ser de 1.5 a 4.5 m/min como mínimo.

Es el procedimiento más extendido en la desinfección de las aguas de consumo ya que el cloro reúne la mayoría de las propiedades del 'desinfectante ideal'. El principal objeto de la cloración es la destrucción de microorganismos gracias a la acción germicida del cloro, pero también tiene una gran importancia la oxidación de sustancias inorgánicas reducidas (hierro, manganeso, sulfuros, entre otros), la destrucción de compuestos que producen olor y sabor y la eliminación de algas.

El cloro resulta un desinfectante bastante eficaz y económico para el tratamiento y potabilización de aguas, ya sea aportado en forma de gas, disolviéndolo en el agua, o bien aportándolo como hipoclorito sódico, hipoclorito cálcico o como derivados del cloro-isocianutato. Sin embargo, el aporte de cloro reacciona con la materia orgánica del agua formando una serie de compuestos derivados del cloro que pueden resultar muy molestos y malolientes. De estos compuestos, los más perjudiciales son los llamados trihalometanos, de carácter cancerígeno para la salud humana. De todos ellos el más importante es el triclorometano o cloroformo ($CHCl_3$), que tradicionalmente era usado como analgésico, pero dejó de utilizarse debido a su toxicidad. Estos compuestos tóxicos traen asociados riesgos de cáncer de colon y vejiga y daños en el riñón y en el hígado. También pueden formarse otros subproductos perjudiciales, como compuestos orgánicos volátiles, cloritos, ácidos cloroacéticos o cloruro de cianógeno.

La combinación del cloro con la materia orgánica produce compuestos orgánicos clorados que genéricamente se denomina CRC (cloro residual combinado) y tienen una gran importancia en el proceso de cloración coadyuvante. Los compuestos más frecuentes son las cloraminas, por combinación con el amonio. La cloración a punto de ruptura consiste en añadir cloro a la dosis necesaria para oxidar todos los compuestos orgánicos y algunas sales inorgánicas al estado de reducción que existan en el agua.

El proceso ocurre en cuatro etapas:

1. Cuando comenzamos a añadir cloro a un agua, las sustancias fácilmente oxidables reaccionan con el cloro, lo cual provoca que la mayor parte del mismo se reduzca a ion cloruro
2. Tras satisfacer esta demanda inmediata, el cloro reacciona con el amoniaco y compuestos orgánicos, lo que da lugar a la formación de cloraminas o compuestos organoclóricos. En esta fase se detecta cloro residual combinado (CRC). Al llegar al final de la fase B, todo el cloro se encuentra combinado en forma de cloraminas, que son productos que tienen un bajo poder desinfectante y producen un olor desagradable. Estos compuestos son los causantes del llamado olor a piscina
3. Destrucción de cloraminas y compuestos organoclóricos, por lo que disminuye la concentración de CRC, hasta llegar a un punto mínimo que constituye el 'punto de ruptura', en el cual ya se puede considerar que el agua está desinfectada. Este punto constituye la demanda de cloro del agua

4. La adicción de cloro más allá del punto de ruptura, conduce a un aumento proporcional de CRL, lo que supone un margen de seguridad para cualquier demanda de cloro

La supercloración consiste en la adicción del cloro en dosis muy superiores a la demanda del agua y la posterior neutralización del exceso con un neutralizante como el hiposulfito sódico.

5.6.2. Ozonación

Es el mejor desinfectante, con un costo más elevado que el cloro o sus compuestos, pero de una eficacia muy superior, que sobrepasa netamente la fase de desinfección.

El ozono es oxígeno enriquecido, consta de tres átomos de oxígeno (O_3), es inestable y se descompone con cierta facilidad en oxígeno normal y oxígeno naciente, que es un fuerte oxidante. Debido a esta característica, actúa con gran eficacia como desinfectante y se constituye como el más serio competidor del cloro.

El ozono mata a la bacteria por medio de la ruptura de la membrana celular. Tiene un alto potencial de oxidación, es inestable, y ejerce su propia acción de desinfección atacando enzimas, grupos sulfridrilo o aldehídos, liberando compuestos peroxiles, que son también desinfectantes, todo esto conduce a la dispersión del citoplasma y, por consiguiente, a la muerte del microorganismo. En cambio, el cloro debe introducirse a través de la pared celular de la bacteria y difundirse dentro del citoplasma, acción que depende en alto grado del tiempo de contacto.

El ozono es un gas poco soluble en el agua y muy volátil. Se mantiene en el agua solo algunos minutos; en su aplicación, se pierde aproximadamente 10 por ciento por volatilización. Las dosis necesarias para desinfectar el agua varían según la calidad de la misma. Así, con agua de superficie muy contaminada y perfectamente tratada, es necesario, por ejemplo, de 1 a 1.2 g/m^3 para obtener una dosis residual de 0.4 g/m^3. Después de un tratamiento mal concebido o mal llevado (mala precloración o dosificación insuficiente de coagulante) es necesario 1.7 g/m^3 para obtener la misma dosis residual. Por tanto, la calidad del tratamiento previo y su explotación determinan las dosis que deben preverse.

Cuando se llegue a una dosis residual elevada de ozono, deben tomarse varias precauciones. Es preciso, en primer lugar, prever una eliminación eficaz del ozono no disuelto que escapa a la atmósfera; es necesario tener en cuenta, igualmente, la proximidad de los primeros usuarios del agua así tratada, aunque el O_3 es un gas inestable, con un contenido residual libre de 0.4 g·m-3, al cabo de más de una hora, se detectan todavía trazas del mismo en el agua. Por ello, si el tiempo de retención del depósito de agua tratada es corto, pueden plantearse problemas de corrosión a los usuarios próximos a la instalación de tratamiento. Se recomienda, en este caso, proceder a una neutralización del ozono en exceso en el agua de distribución. Normalmente, el agua permanece cierto tiempo en el depósito de agua tratada y los primeros abonados se encuentran a cierta distancia de las instalaciones de tratamiento. El contenido de ozono residual es, en este caso, nulo.

Debido a su gran poder oxidante, el ozono es recomendable en el pretratamiento de aguas para

reducir metales disueltos y remover materia orgánica, lo que permite un ahorro en coagulantes y tiempos de retención. El ozono, además de atacar a los precursores de los trihalometanos y reducir su concentración en el agua, destruye a estos compuestos ya formados. Otra ventaja frente al cloro es que no imparte al agua color, olor ni sabor y nos evitamos otros aspectos toxicológicos procedentes de la cloración (trihalometanos, clorofenoles y cloraminas).

Es un agente muy poderoso en el tratamiento de materia orgánica, la cual reacciona con ozono muy rápidamente hasta su destrucción, dentro de minutos o aun segundos (fenol, ácido fórmico). Otros materiales reaccionan más lentamente con ozono (ácidos de humectación y húmicos, varios pesticidas, tricloretano etc.). En algunos casos, los materiales orgánicos son oxidados parcialmente con ozono. Una ventaja de la oxidación parcial de los materiales orgánicos es que estos se polarizan mucho más que los compuestos originales, lo cual produce materiales insolubles complejos que se pueden quitar con filtros de carbón activado.

El principal inconveniente de la ozonación es que no aporta protección de las redes de abastecimiento aguas abajo del punto de aplicación. A diferencia del cloro, que es muy sensible al pH del agua, este tiene poca influencia en la dosis de ozono necesaria para la desinfección.

Aplicación del ozono:

La técnica se basa, fundamentalmente, en lograr un tiempo de contacto adecuado del agua, con la cantidad adecuada de ozono. Concentraciones de entre 0.5 y 0.8 mg/L de ozono durante unos tres o cuatro minutos son suficientes para conseguir una calidad de agua excepcional y desinfectada. Tras el tratamiento, el ozono se descompone en oxígeno tras varios minutos y no deja ningún tipo de residual, pero tampoco existirá ningún residual desinfectante que pudiera prevenir el crecimiento bacteriológico. En los casos en los que sea necesario asegurar que el agua de consumo ha sido recién tratada con ozono, el sistema de ozonización debe hacerse en un depósito con un caudal de recirculación, al que, mediante un inyector vénturi, se añadirá la cantidad de ozono adecuada. Esta cantidad de ozono y, por tanto, la concentración de ozono residual en el depósito dependen, en primer lugar, de las características de producción del equipo, y en segundo lugar, del tiempo de funcionamiento y parada del mismo. Es decir, mediante el temporizador, es posible aumentar y disminuir el tiempo de producción y de detención para conseguir, en estado estacionario, una mayor o menor concentración de ozono. Para sistemas más complejos de regulación y control puede instalarse una sonda de medición de ozono residual en el agua que actúe directamente sobre la producción del equipo para alcanzar el valor de consigna preestablecido como el ideal de concentración de ozono en el agua.

El ozono también puede eliminar la turbidez del agua mediante una combinación de oxidación química y neutralización de carga. Las partículas coloidales que causan turbidez son mantenidas en suspensión por partículas de carga negativas, que son neutralizadas por el ozono. El ozono, además, destruye los materiales coloidales por medio de la oxidación de materias orgánicas.

La oxidación de la materia orgánica, metales pesados, sulfuros y sustancias extrañas suprime sabores y olores extraños que el agua pudiera tener, con lo que se logra mejorar la calidad y el aspecto del agua, y la hace más adecuada para su consumo y disfrute.

Podemos clasificar las capacidades según la etapa del proceso en la cual es aplicado:

- Procesos de preozonización: aquellos en los cuales se dosifica en etapas previas a la floculación - coagulación. Tienen como objetivos principales: la optimización de procesos de floculación - coagulación, la remoción de fierro y manganeso y el control de algas en el agua de la fuente
- Procesos de ozonización intermedia: aquellos en los que la dosificación se produce en etapas posteriores a las etapas de coagulación y previo a la etapa de filtrado en lechos de arena. La aplicación en esta etapa está dirigida a la optimización de características organolépticas, ya sea olor, sabor, color, a la precipitación de fierro y manganeso y al aumento de la biodegradabilidad de materias orgánicas
- Procesos de postozonización: aquellos que se producen en la etapa final del tratamiento, es decir, después de la filtración y antes de la distribución. Sus objetivos principales son la desinfección y el control final de algas

En contraposición a otros oxidantes, el ozono no genera compuestos tóxicos y además, dada su rápida acción, es mucho más efectivo. Otra ventaja es que es bastante inestable (pasa rápidamente a oxígeno), lo que aumenta el contenido disuelto de este gas en el agua. Esto evita la formación de zonas anóxicas, que generan compuestos de mal olor (ácido sulfhídrico, mercaptanos).

5.6.3. Uso de luz UV

La desinfección con luz UV consiste en la destrucción selectiva de los microorganismos que causan enfermedades mediante la irradiación con rayos UV. Esta radiación provoca una serie de daños en la molécula de ADN de los organismos patógenos que finalmente impiden la división celular y causan la muerte.

La luz ultravioleta es el componente del espectro electromagnético situado entre los rayos X y la luz visible, es decir, entre los 100 nm y los 400 nm, y se divide en tres bandas:

1. Luz UV-A: de 320 a 400 nm
2. Luz UV-B: de 280 a 320 nm
3. Luz UV-C: de 100 a 280 nm

Las longitudes de onda con mayor efecto germicida son las correspondientes a la luz UV-C, siendo la longitud de onda de 254 nm la más efectiva para inactivar a los microorganismos, por el hecho de ser la más próxima al punto de máxima absorción de la molécula de ADN expuesto, situado en los 265 nanómetros.

Los microorganismos patógenos deben absorber la luz UV para que tenga lugar su inactivación. Cualquier elemento que dificulte la reacción de la luz UV con los microorganismos disminuirá la eficacia de la desinfección. Se obtiene una

buena desinfección y una eliminación completa de los virus, a condición de que se aplique sobre una capa de agua de poco espesor, con una potencia suficiente y renovando las lámparas antes de que acusen una fuerte pérdida de su poder emisivo.

El agua debe ser clara, sin turbiedad ni color, desprovista de hierro, de coloides orgánicos o de microorganismos planctónicos, ya que estas impurezas podrían formar sedimentos sobre los tubos, que reducirían considerablemente la penetración de los rayos.

Si se cumplen estas condiciones, toda célula viva, activa o esporulada, atacada por los rayos ultravioletas, muere o al menos, no puede reproducirse ni activarse en el medio ambiente. Solo se consigue una seguridad total de tratamiento con una instalación bien dimensionada, controlada y mantenida, y utilizada con agua de calidad constante a lo largo de todo el año.

Se ha observado que el pH del agua no tiene ningún efecto sobre la desinfección con luz UV, pero otros factores sí influyen de forma directa el rendimiento de la desinfección:

- Acumulación de materia en la superficie de las lámparas de luz UV
- Concentración de sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas
- Turbiedad
- Color
- Caudal y tiempo de permanencia del agua residual en el reactor
- Calidad del agua
- Dureza total
- Condición de la lámpara
- Limpieza del tubo de cuarzo
- Tiempo de uso de la lámpara
- Tratamiento del agua antes de aplicar luz UV
- Diseño del reactor

Las principales ventajas en el uso y mantenimiento de luz UV son:

- No genera subproductos
- No se necesitan tanques de contacto; apenas algunos segundos son suficientes para la desinfección
- No presenta riesgos al usuario
- El mantenimiento es muy simple, pues necesita solamente un reemplazo anual de la lámpara y limpieza del tubo de cuarzo de vez en cuando. Dependiendo de la calidad del agua, la limpieza puede no ser necesaria

Para la eliminación de los microorganismos patógenos, estos deben absorber la luz UV para que tenga lugar su inactivación, de manera que cualquier elemento que dificulte la exposición de los microorganismos a la luz UV disminuirá la eficacia de la desinfección. Así, la transmitancia, la MES, la turbiedad y el color son parámetros a controlar para garantizar una buena desinfección. Otros parámetros, como el pH del agua, no tienen ningún efecto sobre la desinfección (Delgado, 2009).

La transmitancia es un factor determinante de la eficacia de la luz UV como agente desinfectante. La intensidad de luz disponible para inactivar los microorganismos será tanto mayor cuanto más elevada sea la transmitancia del agua en la región de la luz UV (254 nm). Valores bajos de la transmitancia indican la existencia de com-

puestos, tanto inorgánicos (hierro) como orgánicos (ácidos húmicos, compuestos aromáticos), que absorben luz UV y hacen que la intensidad disponible para la inactivación de los microorganismos sea menor. La Tabla 5.18 presenta los valores de transmitancia para diferentes tipos de calidad del agua.

Las partículas en suspensión también afectan el rendimiento de la desinfección con luz UV, tanto en lo que se refiere a la concentración como en la distribución de los tamaños de las partículas. Las partículas de MES generan zonas de sombra en las cuales los microorganismos pueden escapar al efecto desinfectante de la luz UV y a la vez se convierten en puntos de adsorción para los microorganismos presentes en el agua residual.

Así, la presencia de partículas hace disminuir la inactivación microbiana, por los efectos de bloqueo, dispersión y absorción que provocan, y promueve la persistencia de microorganismos

Sin embargo, la aplicación de la luz UV para la desinfección de agua residual depurada todavía presenta limitaciones, especialmente derivadas de su escasa eficacia desinfectante cuando se utilizan aguas residuales de composición físico-química muy diferente e incluso variable en función de los vertidos de zona.

La variabilidad propia de las aguas residuales hace necesario realizar estudios en planta piloto que:

- corroboren la eficacia de los equipos de luz UV con diferentes tipos de efluentes secundarios
- determinen su campo de aplicación
- establezcan claramente los rendimientos que se pueden alcanzar en la práctica

5.7. Sistemas de tratamiento implementados para la recarga de acuíferos a nivel mundial

5.7.1. Distrito de Agua del Condado de Orange en California, EUA (OCWD)

La recarga de acuíferos con agua residual se ha utilizado para el abastecimiento de ríos. Tal es el caso en el condado de Orange, ubicado en la costa sur de California, entre Los Ángeles y San Diego. El distrito de agua del condado de Orange administra un extenso acuífero del cual se extrae agua para satisfacer 75 por ciento de la demanda total del distrito y brinda servicio aproximadamente a 2.3 millones de personas. El suministro principal de agua es el río Santa Ana, el cual se abastece de agua subterránea y se recarga con agua residual por medio de la difusión. Otras fuentes de agua complementarias para la recarga de las aguas subterráneas son el río Colorado y el río Sacramento.

Tabla 5.18 Calidad del agua y medidas de la transmitancia

Calidad del agua	Absorbancia, abs/cm	Transmitancia, %
Excelente	0.022	95
Buena	0.071	85
Regular	0.125	75

Debido al aumento de la demanda de agua se aumentó la extracción, lo que provocó la disminución del nivel del agua por debajo del nivel del mar y se observó que existía la intrusión del agua salina del Océano Pacifico. Para lograr la recuperación del acuífero y su correcto manejo, en 1933 se creó el OCWD. Además de aumentar el suministro de agua existente, desde ese entonces, el distrito de agua del condado de Orange emprendió el desarrollo del sistema de reposición de agua subterránea (RAS) utilizando agua regenerada altamente tratada.

La reposición de agua subterránea tiene como objetivos:

- Proteger el agua subterránea de la sobre explotación y la intrusión salina
- Reducir la cantidad de agua residual tratada vertida al mar
- Reducir la dependencia de otras fuentes de agua (es decir, el agua importada de los ríos de Colorado y Sacramento)
- Proporcionar de manera local agua regenerada
- Ayudar al estado de California a cumplir con sus objetivos con respecto al agua
- Ayudar a reducir la acumulación de minerales en el agua subterránea del condado de Orange

En 1960 se realizó un proyecto piloto cuyos resultados sirvieron como base para construir la actual Water Factory 21, ubicada en el Fountain Valley, California. En 1976 el agua residual tratada a nivel terciario se empezó a inyectar en el sistema de la barrera hidráulica contra la intrusión, y posteriormente el efluente de la planta se combinaba con agua de pozos profundos. El agua regenerada, obtenida mediante procesos de tratamiento avanzados, cumplió con los estándares para agua potable y presentó algunas ventajas ambientales:

- Reducción de la descarga de aguas residuales al océano en 18.5 millones de m^3 anualmente
- Reducción de la dependencia del abastecimiento del río Colorado y del Metropolitan Water District
- Disponibilidad constante de agua regenerada, que garantiza la disponibilidad de agua cuando disminuye la importación de agua

El agua producida por la Water Factory 21 es una combinación de:

- Agua tratada con ósmosis inversa (219 L/s)
- Agua tratada con adsorción con carbón activado (394 L/s)
- Agua de pozos profundos (377 L/s)
- Capacidad total de la planta: 613 L/s de agua regenerada

Al combinar esta agua con la de los pozos profundos, se obtienen 990 L/s para inyección con el fin de recarga y protección del acuífero de la intrusión salina. Así, se combina 62 por ciento de agua recuperada con 38 por ciento de agua de los pozos profundos. El agua combinada se inyecta mediante cuatro pozos que se encuentran en el territorio de la planta. Se mide continuamente la cantidad del agua inyectada. La cantidad de agua necesaria para ser utilizada como una barrera contra la infiltración de agua salina, se determina de acuerdo con el nivel del agua en el acuífero. En la Ilustración 5.23 se presenta el tren de tratamiento de la planta como inició en 1977, y en la Ilustración 5.24 se presentan algunos módulos de los procesos unitarios.

Ilustración 5.23 Diagrama de flujo del tren de tratamiento de la planta de Orange, California, 1977

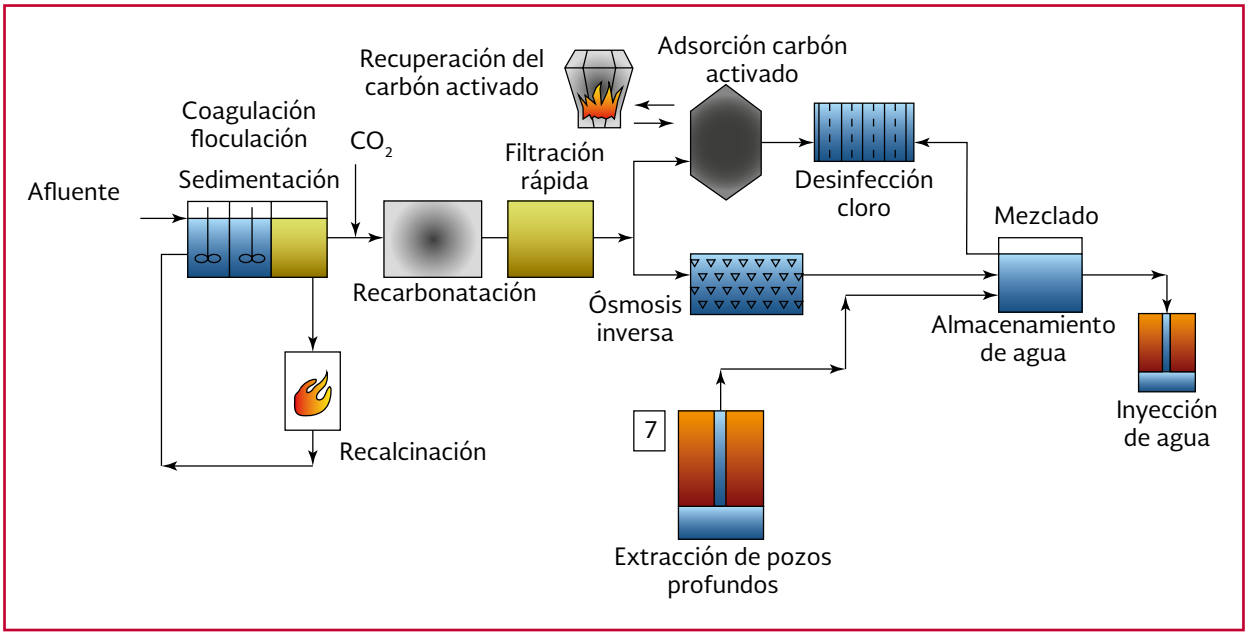


Ilustración 5.24 Procesos unitarios de la planta de tratamiento de Orange: a) módulo de sedimentación, b) filtros rápidos, c) módulo de tratamiento con luz UV

Debido a los buenos resultados obtenidos en esta planta de tratamiento, en el año 2001 se decidió modificar su tren de tratamiento e implementar el uso de nuevas tecnologías de vanguardia utilizando membranas de microfiltración y oxidación avanzada y eliminar la fase de floculación-coagulación.

La reposición del agua subterránea fue un proyecto financiado conjuntamente por el Condado de Orange, la OCDW y el grupo de saneamiento del condado. La producción de agua regenerada altamente tratada es de aproximadamente $(1.73)(10^8)$ m^3/año.

El agua del río Santa Ana, junto con el agua importada, son utilizadas también para la recarga de acuíferos mediante recarga profunda. La recarga de agua es posteriormente bombeada y sirve como el suministro de agua para una gran parte de la población del condado.

Los componentes principales del nuevo sistema de tratamiento avanzado son:

1) Planta de tratamiento de agua residual avanzado (PTARA)
2) Estaciones de bombeo que se conectan por medio de tuberías desde PTARA hasta el distrito de agua de Orange hasta las cuencas de recarga del agua subterránea
3) Expansión de las barreras existentes para la intrusión de agua de mar con inyección adicional y pozos de monitoreo

El proceso de la PTARA está conformado por el uso de microfiltración, filtración, ósmosis inversa, adición de cal y UV/H_2O_2 como tratamiento de oxidación avanzada (Ilustración 5.25).

El efluente o agua regenerada es conducida por diques para asegurar que se extienda sobre un área grande (cuencas de propagación superficial), junto con el agua de otras fuentes. De esta manera, el agua percolada e infiltrada restaurará los acuíferos y el agua subterránea, y más tarde se convertirá en parte del suministro de agua potable del condado de Orange.

Una porción del agua regenerada es inyectada al acuífero para que sirva como barrera y evitar la intrusión de agua salada a lo largo de la costa del Pacífico. En la Ilustración 5.26 se presentan imágenes de algunos de los módulos de la planta de tratamiento de Orange, California, 2001.

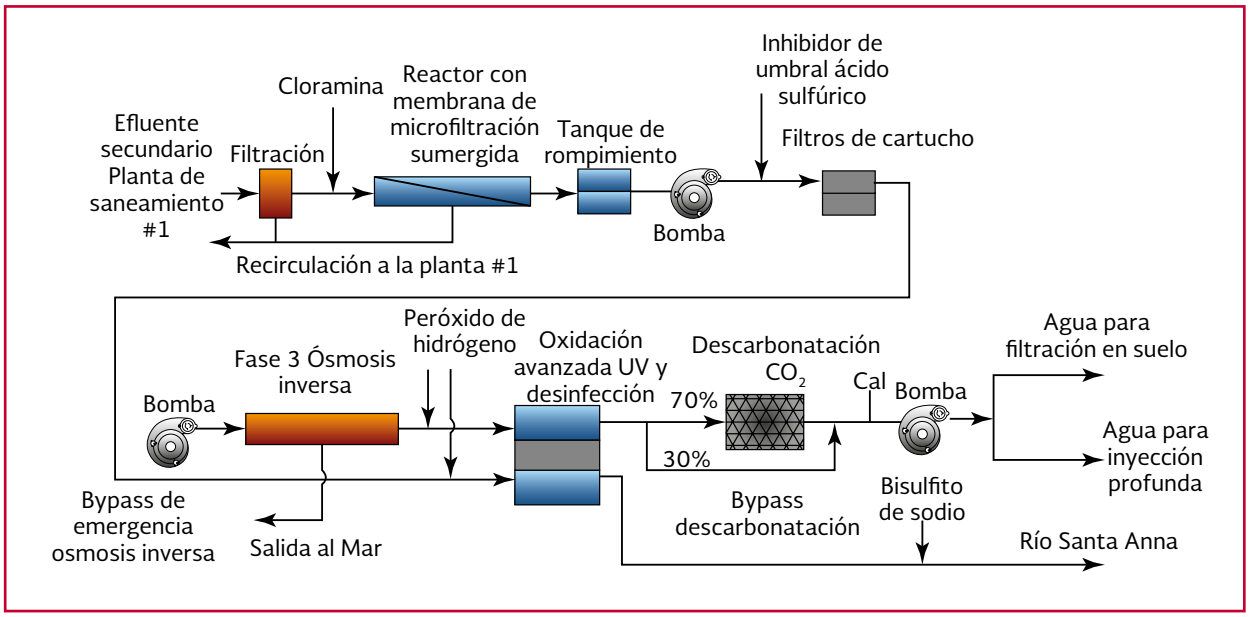
El agua producida a partir del sistema de instalación de la Fase 1 cumple todos los parámetros del agua de California y los requisitos de la Junta Regional de Control de Calidad de Agua para reúso potable indirecto de esta ciudad.

5.7.2. Planta de tratamiento de Torreele, Bélgica

En Furnes, Bélgica, la compañía intermunicipal del agua de la región Furnes (IWVA) es la responsable de la distribución del agua potable en la parte occidental de la planicie costera. Con el paso de los años y el crecimiento de la población, su principal fuente de abastecimiento de agua (una pequeña duna en la región de San André) se vio limitada debido a su sobre explotación.

Como solución a esta problemática, se decidió hacer la recarga artificial del acuífero no confinado de la Duna de San André, lo cual ayudaría a poten-

Ilustración 5.25 Diagrama de flujo del tren de tratamiento avanzado del Condado de Orange, California, 2001



ciar los valores ecológicos de las zonas de dunas, así como mejorar la calidad de las aguas subterráneas naturales y disminuir su extracción.

Ilustración 5.26 Módulos de la planta de tratamiento avanzado de Orange: a) módulo de microfiltración (filtros de cartucho), c) ósmosis inversa, d) oxidación avanzada y desinfección

Para realizar la recarga al acuífero, se seleccionó el efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), Wulpen, cercana a la región. El tren de tratamiento de la planta de Wulpen está constituido por rejillas, clarificador primario, lodos activados, precipitación química del fósforo y clarificador secundario. Una vez obtenido el efluente, se envía a la planta de Torreele, donde se aplica el tratamiento avanzado para recargar el acuífero. El tren de tratamiento es el siguiente (Ilustración 5.27):

- El efluente es llevado por gravedad hasta un par de rejillas mecánicas de 1 mm.
- Se añade cloro para controlar el crecimiento de microorganismos
- Desde el depósito del efluente, el agua fluye hacia cinco trenes paralelos de membranas de ultrafiltración
- El permeado entra en un depósito de contención, después de haber sido cloraminado; se añade un inhibidor de incrustaciones y ácido sulfúrico para su control
- Se dosifica bisulfito de sodio ($NaHSO_3$) para neutralizar el cloro libre; el efluente se hace pasar a través de cartuchos de filtros con un tamaño de poro de 15 µm
- Se recibe el efluente en dos sistemas de ósmosis inversa
- Antes de entrar en el sistema de desinfección con UV y enviar el efluente a las dunas, se ajusta el pH a 6.5 dosificando hidróxido de sodio.

El agua regenerada con pH de 6.5 se transporta al sitio de recarga-extracción de San André, mediante una tubería de 2.5 km. El agua alimenta un estanque artificial con una superficie de 18 200 metros cúbicos.

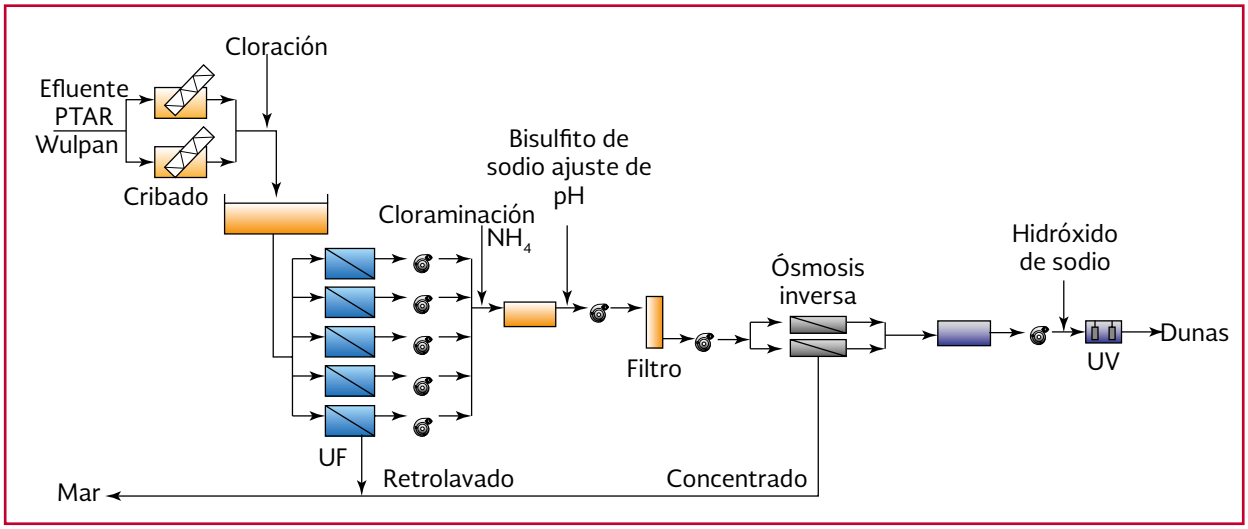
El análisis del tiempo de residencia ha indicado que pasan casi 5 años de la última recarga de agua en el mismo punto para llegar a los pozos de extracción. Estos cálculos han sido confirmados por los resultados de una prueba de trazador (Vandenbohede et al., 2008).Los autores mencionan que la reutilización de las aguas regeneradas en Torreele logró la recarga de acuíferos en San André y dio lugar a gestión sostenible de las aguas subterráneas. La combinación de UF y ósmosis inversa permitió reutilizar el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales en una forma efectiva y fiable. Bacterias y agentes patógenos nunca fueron encontrados en el agua regenerada, ni en el agua subterránea extraída.

La implementación del sistema de ósmosis inversa dio lugar a un efluente que cumple todos los requisitos de las directrices de agua potable; además, el tratamiento es económicamente factible (Van Houtte y Verbauwhede, 2012). La calidad del agua regenerada obtenida para la infiltración fue comparada con las normas de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (USEPA, 2007), de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2003) y de la DWD (1998) y se observó que se encuentra por debajo de los límites máximos permisibles tanto en análisis bacteriológicos (coliformes fecales, *E.coli*, enterococos) como en metales (Cu, Ni, Z, As, Al).

5.7.3. Proyecto Región Dan, cerca de Tel Aviv, Israel

Israel es un país semiárido, con insuficientes fuentes de agua natural, donde 58 por ciento del suministro de agua proviene del subsuelo, 36 por ciento, del agua superficial y 6 por

Ilustración 5.27 Diagrama de flujo del tren de tratamiento de la PTAR avanzado en Torreele, Bélgica



ciento, de escorrentías. La recuperación de los efluentes para utilizarlos en el riego es importante para la gestión del agua en este país, y desde hace más de 50 años se han emprendido diferentes acciones, como la planeación de una planta de tratamiento de aguas residuales en la región Dan, así como proyectos para su recuperación. La reutilización de las aguas residuales para el riego es una solución razonable que logra dos objetivos:

- Transferir el agua limpia de riego al uso urbano, aumentar el suministro para las necesidades de riego con efluentes, con lo que aumenta el potencial hídrico del país
- Crear un método de disposición ecológico para utilizar los efluentes tratados

El proyecto para recuperar la región Dan (Shafdan en hebreo) es reconocido como el sistema de tratamiento de aguas residuales más grande (junto con la recuperación) en Israel, Europa y el Medio Oriente. Actualmente, trata más de 140 000 000 m^3/año de agua provenientes del área metropolitana de Tel-Aviv y de otros municipios vecinos, lo cual equivale a una población de más de dos millones de personas.

La compañía nacional del agua de Mekorot se unió al proyecto para poder reutilizar el efluente de las plantas de tratamiento de aguas residuales en irrigación. La innovación del proyecto es lavar el agua desde una zona urbana densamente poblada, en el centro de la cuidad, hasta el seco sur de Israel, para el futuro desarrollo de la agricultura en esta región. Debido a la gran cantidad de efluente y la larga distancia de transporte, se tomó la decisión de producir un efluente similar al agua potable. Este objetivo se llevó a cabo mediante el desarrollo ingenieril de un sistema basado en el tratamiento por infiltración en el suelo para el abastecimiento del acuífero (SAT). Dicho sistema usa las estructuras geológicas del suelo, el agua se percola a través de diferentes capas de tierra y se va purificando hasta llegar al acuífero, donde se recupera y se lleva, por medio de bombeo, hasta el sur.

La planta de tratamiento de Shafdan utilizó, en un principio, (Ilustración 5.28a):

- Lagunas facultativas de oxidación como sistema biológico
- Tratamiento químico para regular el pH
- Lagunas de maduración como pulimento
- Clarificador secundario
- Después del tratamiento secundario, el efluente es enviado al SAT para la recarga del acuífero

Una vez obtenido el efluente, las aguas residuales son enviadas al sistema SAT para ser infiltradas. Después de 30 años de operación, la capacidad de infiltración en esta zona era insuficiente, por lo que se realizaron investigaciones para incrementar el volumen de la recarga.

En 1987 se implementó en Shafdan una planta de tratamiento que utiliza un sistema biológico de lodos activados con remoción de nitrógeno. Esta planta se expandió en 1996 (Ilustración 5.28b). La planta de tratamiento se constituyó por:

- Rejillas
- Desarenador
- Tanque de lodos activados con zonas aerobias y anóxicas con el fin de obtener una remoción simultanea de nitrógeno y DQO por medio de la nitrificación y desnitrificación (Ilustración 5.29 a)

El efluente infiltrado permanece en el suelo alrededor de 400 días. Después, el bombeo del acuífero es enviado a unos 90 km de distancia hacia el desierto del Néguev, donde se utiliza para el riego de cítricos, zanahorias, papas, lechugas, trigo y cultivo de flores.

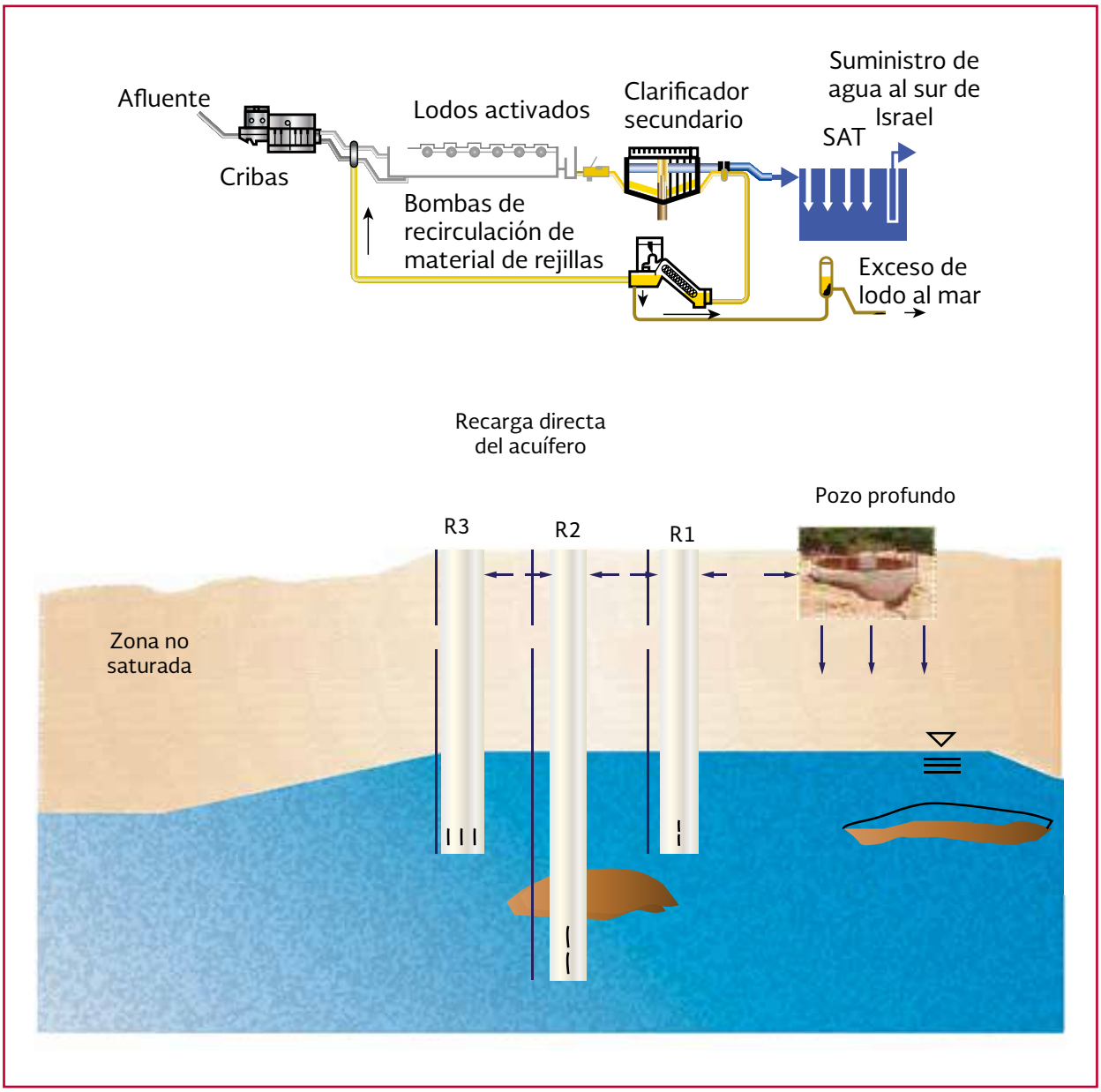
Una de los últimos estudios realizados en esta zona fue el uso de membranas de ultrafiltración, realizando la recarga de manera directa, es decir, perforando pozos profundos en la zona saturada para posteriormente inyectar por bombeo el agua efluente del clarificador secundario (Ilustración 5.29b).

La mayoría de los contaminantes son removidos en el sistema de lodos activados. La calidad del efluente de la planta de tratamiento secundario es buena, y el pulimento del agua se realiza cuando se hace pasar a través del sistema SAT. La materia orgánica, fósforo, nitrógeno y bacterias patógenas son removidas durante los primeros 60-100 cm de la capa de tierra del sistema SAT, que funcionan como biofiltro.

Por otro lado, en el efluente de las membranas de UF se observó la remoción de minerales, como el magnesio. Con respecto a los microorganismos patógenos (coliformes fecales, *E. coli*,

Ilustración 5.28 a) Los campos de infiltración de Shafdan en 1972 b) Actual planta de tratamiento de lodos activados (1996)

Ilustración 5.29 a) Diagrama de flujo de la PTAR de Shafdan, Israel b) Recarga directa de acuíferos en Israel



enterococos, entre otros), no fueron detectados; sí se observó una ventaja sobre el sistema SAT ya que su remoción se logró en un tiempo menor. Sin embargo, la problemática del ensuciamiento hace que su operación sea compleja ,debido a la necesidad de retrolavados y a un buen manejo de fluxes.

La calidad de los efluentes obtenidos es alta y cumple con las normas establecidas. El uso de las aguas regeneradas ha permitido a Israel poder tener sus propios cultivos.

5.7.4. Planta Fred Hervey de El Paso, Texas

La planta de tratamiento de aguas residuales de Fred Hervey está situada en el noreste de El Paso, Texas. Las características de aridez de esta

región, aunadas a un gran crecimiento poblacional cercano a los dos millones de habitantes, hacen que el agua sea un factor determinante para el desarrollo.

En 1985, la PTAR de Cd. Juárez comenzó a operar con el objetivo primordial de mejorar el abastecimiento público. Anteriormente a esta fecha, las aguas negras no tratadas desembocaban en el canal de aguas negras. Este canal corre paralelo al río Bravo, en el que desemboca aproximadamente 80 millas río abajo.

Las ciudades de El Paso y Ciudad Juárez están asentadas sobre el acuífero conocido como Bolsón del Hueco. El abastecimiento de agua potable se establece en diferentes proporciones. De este acuífero, Ciudad Juárez obtiene el 100 por ciento de su consumo de agua potable y municipal, y a corto plazo se comenzará a transferir agua de la Mesilla. En el caso de El Paso, esta ciudad extrae del Bolsón del Hueco aproximadamente 47 por ciento; 20 por ciento proviene del Bolsón de la Mesilla y 33 por ciento, del río Bravo.

Para el uso agrícola el agua proviene en su totalidad de los escurrimientos del río Bravo. Las aguas del Bolsón del Hueco han mantenido el crecimiento de esta región llamada Paso Norte. Sin embargo, las tasas de extracción exceden en gran medida la tasa de recarga, marcando drásticamente una condición de uso no sustentable del recurso hídrico. Se ha reportado que la extracción es de 15 a 20 veces mayor que la tasa de recarga.

Alrededor del 2001, habitantes del vecindario El Paso Lower Valley y de las poblaciones cercanas a la planta de tratamiento se quejaron ante diversas autoridades sobre los olores de la PTAR Norte de Cd. Juárez, por problemas de salud, como alergias, afectaciones de las vías respiratorias superiores, falta de aliento, asma, dolores de cabeza y dificultad para concentrarse.

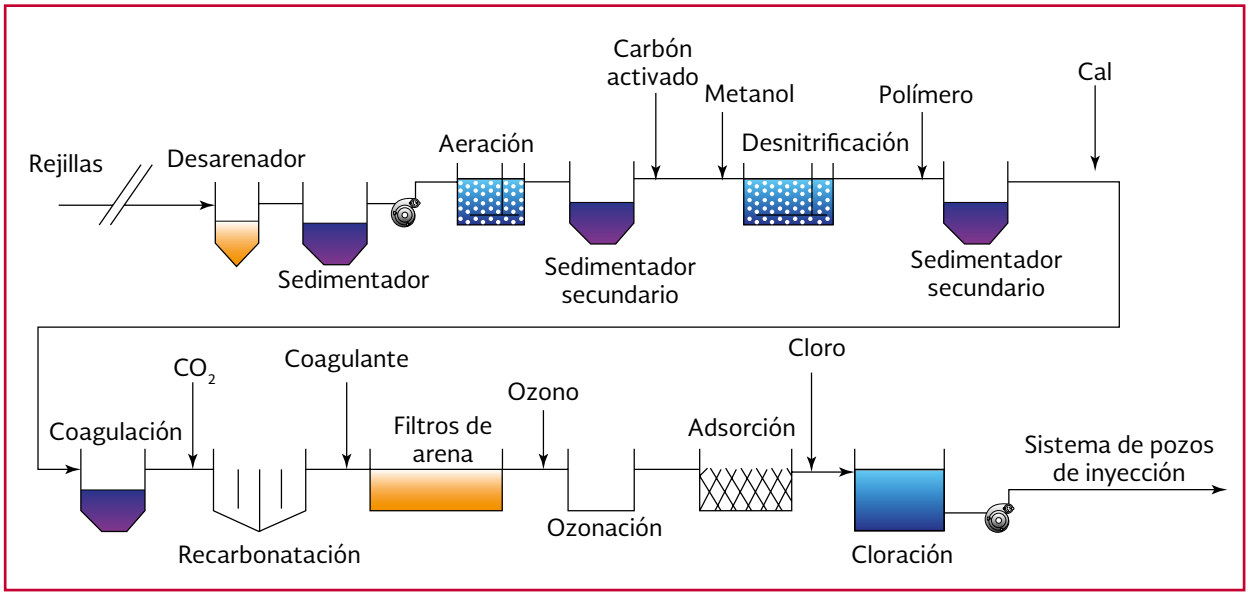
Las explicaciones dadas sobre los fuertes olores y los altos niveles de H_2S incluyeron el almacenamiento de montones de lodos mojados en y cerca de la PTAR, y gradientes insuficientes en las alcantarillas que portan las aguas residuales al centro tratador. Debido a que las aguas residuales se quedan en las alcantarillas por más tiempo, las bacterias anaeróbicas tienen más tiempo para producir H_2S y otros gases, mientras descomponen las aguas residuales.

Para reducir las emisiones de H_2S, incluyeron la reducción o eliminación del almacenamiento de los lodos en el sitio, la contención de olores por medio de tapas de polietileno puestas sobre los arroyos entrantes de desechos y la instalación de tornillos de Arquímedes para elevar el nivel del agua residual.

Actualmente, la planta de tratamiento es funcional y abastece a la población mediante la recarga de El Bolsón del Hueco (acuífero no confinado). Para realizar la recarga, el agua se conduce desde la planta de tratamiento hasta una serie de 10 pozos de inyección ubicados a 5 km de la planta; cada pozo cuenta con una profundidad de 244 m. La recarga se lleva a cabo con agua efluente de la planta de tratamiento de Fred Hervey, que está constituida por el siguiente tren de tratamiento (Ilustración 5.30):

- Cribado
- Desarenado
- Sedimentación primaria

Ilustración 5.30 Diagrama de flujo del tratamiento de la planta de Fred Hervey en El Paso, Texas



- Homogenización
- Tratamiento biológico secundario con carbón activado en polvo, de dos etapas
- Tratamiento con cal
- Recarbonatación en dos etapas
- Filtración en arena
- Ozonación y filtración en carbón activado granular
- Cloración

El agua que se produce en la planta Fred Hervey no es para consumo humano; sin embargo, cumple con los estándares de agua potable. Principalmente se utiliza para:

- Sistemas de irrigación
- En las torres de enfriamiento de refrigeración de la planta Newman de El Paso Electric
- Sistema de riego del campo de golf Painted Desert Dunes
- Mantener la humedad en el hábitat de la vida silvestre del desierto
- Recarga del acuífero Bolsón del Hueco

El agua regenerada provee al año unos 900 millones de galones de agua a la planta Newman, mientras que el campo de golf recibe anualmente unos 200 millones de galones. En el 2010 fueron más de 500 millones de galones de agua los que ingresaron al acuífero Bolsón del Hueco.

5.7.5. Planta de tratamiento de la Ciudad de Big Springs, Texas

En Big Springs, una ciudad ubicada al oeste del condado de Howard, Texas, habitan unas 28 mil personas. Esta ciudad trata sus aguas residuales a un nivel que le permite volver a introducirlas directamente en el suministro de agua y abastecer a las ciudades de Big Springs, Odessa, Midland y Snyder.

En un esfuerzo por reducir la dependencia de fuentes superficiales y subterráneas en Texas, se construyó una nueva instalación de producción de agua cruda (RWPF) en Big Springs. El Distrito Municipal de Agua del río Colorado

implementó un proyecto para capturar el agua que viaja por el río Colorado y comenzó la construcción de una planta de tratamiento para captar y dar un tratamiento de pulimento (sistema avanzado) a sus aguas residuales tratadas, antes de combinar el agua regenerada con el agua superficial del sistema de suministro de esta región. De esta manera, pueden ser reutilizadas por el condado.

El tren de tratamiento de la planta del condado opera desde 1943 y recibe las aguas negras (municipales) de la región. El tratamiento implementado consta de:

- Rejillas
- Sedimentación primaria y secundaria
- Aeración
- Clarificador
- Filtros de medio granular (tratamiento terciario)

El tratamiento avanzado de los efluentes municipales tiene la capacidad de tratar 7.5 m^3/d de agua regenerada. Los procesos unitarios son los siguientes:

- Filtración de membrana
- Ósmosis inversa
- Oxidación avanzada

El efluente del tratamiento avanzado (agua de muy alta calidad) es mezclado con las aguas del lago E. V. Spence y el lago J. B. Thomas para posteriormente ser potabilizada y distribuida a la población de las ciudades de Big Springs, Stanton, Midland y Odessa, e incluso a algunas empresas. El rendimiento es de alrededor de 1.75 millones de galones por día de agua regenerada, por lo que habrá de 5 a 15 por ciento de la mezcla total en el Lago E. V. Spence (Texas Water Development Board, 2011).

Para la potabilización del agua se toma agua proveniente de los dos lagos mencionados, los cuales ya fueron previamente recargados con agua regenerada de alta calidad, para posteriormente darle un último tratamiento consistente en:

- Coagulación-floculación
- Sedimentación
- Filtración por medio granular
- Desinfección

La calidad del agua para la reutilización indirecta en la superficie de cuerpos de agua es regulada por una serie de requisitos y procedimientos de la Federación de Agua Limpia de Texas. Estos incluyen el cumplimiento con altos estándares de calidad de agua.

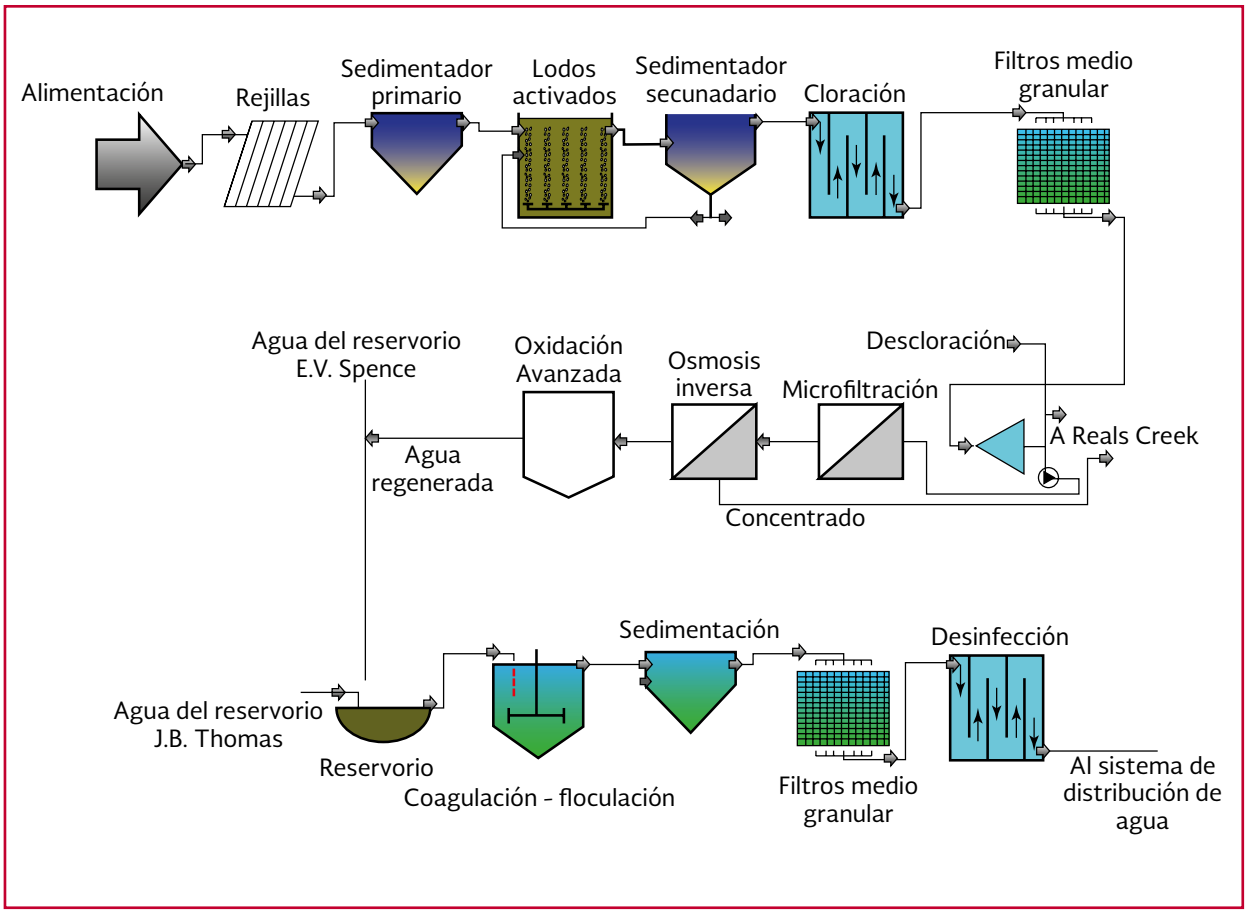
Una parte del agua regenerada es utilizada por diversas industrias de la región. Los estándares establecidos por dichas empresas se basan en los procesos en los que serán utilizadas dichas aguas regeneradas. Cuando son utilizadas en riego, deben estar libres de microorganismos patógenos.

La implementación de la recarga de los reservorios con agua residual tratada ha sido de gran utilidad y ahorro (en cuestiones económicas) en el condado de Howard, Texas, además de promover el reúso y disminuir la contaminación de medios acuáticos (Plummer, 2011).

5.7.6. Planta de tratamiento en Nardo, Italia

La ciudad de Nardo, ubicada en Apulia, Italia, cuenta con treinta mil habitantes. Es una

Ilustración 5.31 Diagrama de flujo del tratamiento de la planta de Big Springs, Texas



de las regiones más secas, con un promedio de lluvia anual < 600 mm; su parte más meridional es conocida como la península de Salento y constituye el talón de la bota de Italia. Su economía depende de la ganadería y agricultura. El consumo total de agua de esta región es de 2 400 M m^3/año, del cual: 58 por ciento es consumido por la agricultura, 18 por ciento por la industria y 24 por ciento es para uso urbano.

La península de Salento no tiene ninguna fuente de agua superficial; las aguas subterráneas han sido, por años, su única fuente de agua. Debido a la escasez crónica de agua, se construyó un acueducto con el fin de proveer agua adicional a la región norte de Apulia. La demanda anual de agua es, en gran parte, cubierta por el agua subterránea. Sin embargo, la recarga natural no cubre suficientemente la extracción realizada de los acuíferos, lo cual ha provocado su sobreexplotación, además de generar intrusión salina a nivel freático. Varios lugares de la costa en la ciudad de Salento han presentado una conductividad del agua mayor a los 15 000 µS/centímetros.

El acuífero Nardo se encuentra en la península de Salento, a 8 km del mar Jónico (Ilustración 5.32a). La formación geológica de la península de Salento se compone principalmente de arenisca, piedra caliza y depósitos de dolomita. Como se presenta en la Ilustración 5.32b, los depósitos del mioceno, con capas que van de 5 a 7 m, son los más cercanos a la superficie del suelo. Posteriormente, hay una formación con

espesor medio de 30 m, de piedra caliza, intercalada por lentes de tierra roja (arcilla) y arena. Los depósitos subyacentes son principalmente de piedra caliza y dolomita. El manto freático está aproximadamente 32 m por debajo del suelo de la superficie (Ilustración 5.32c). El agua dulce flota entre el agua salina del mar Jónico, debido a la intrusión de esta. En consecuencia, la calidad del agua del acuífero de la ciudad de Nardo debe mantenerse continuamente en niveles aceptables.

La recarga del acuífero se realiza por inyección directa y continua en lo que es la zona de sumidero. El agua de recarga es de dos fuentes: una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de la ciudad de Galatone y agua de escorrentías. Una vez recolectadas las aguas, son transportadas por canales abiertos hasta el sumidero. La velocidad de inyección es de 12000-17000 m^3/d. Parte del agua extraída del acuífero, una vez recargado, es utilizada en irrigación y otra parte es utilizada para abastecer a la población, una vez que es clorada (Ilustración 5.33).

Galatone es una localidad italiana de la provincia de Lecce, región de Puglia, con 15 934 habitantes. Sus aguas residuales son recolectadas en una planta de tratamiento de la misma región. El tren de tratamiento es convencional y consta de lo siguiente:

- Rejillas
- Sedimentador primario
- Sistema biológico de lodos activados
- Sedimentador secundario

Ilustración 5.32 Ubicación de la región de Nardo y composición del suelo encima del acuífero

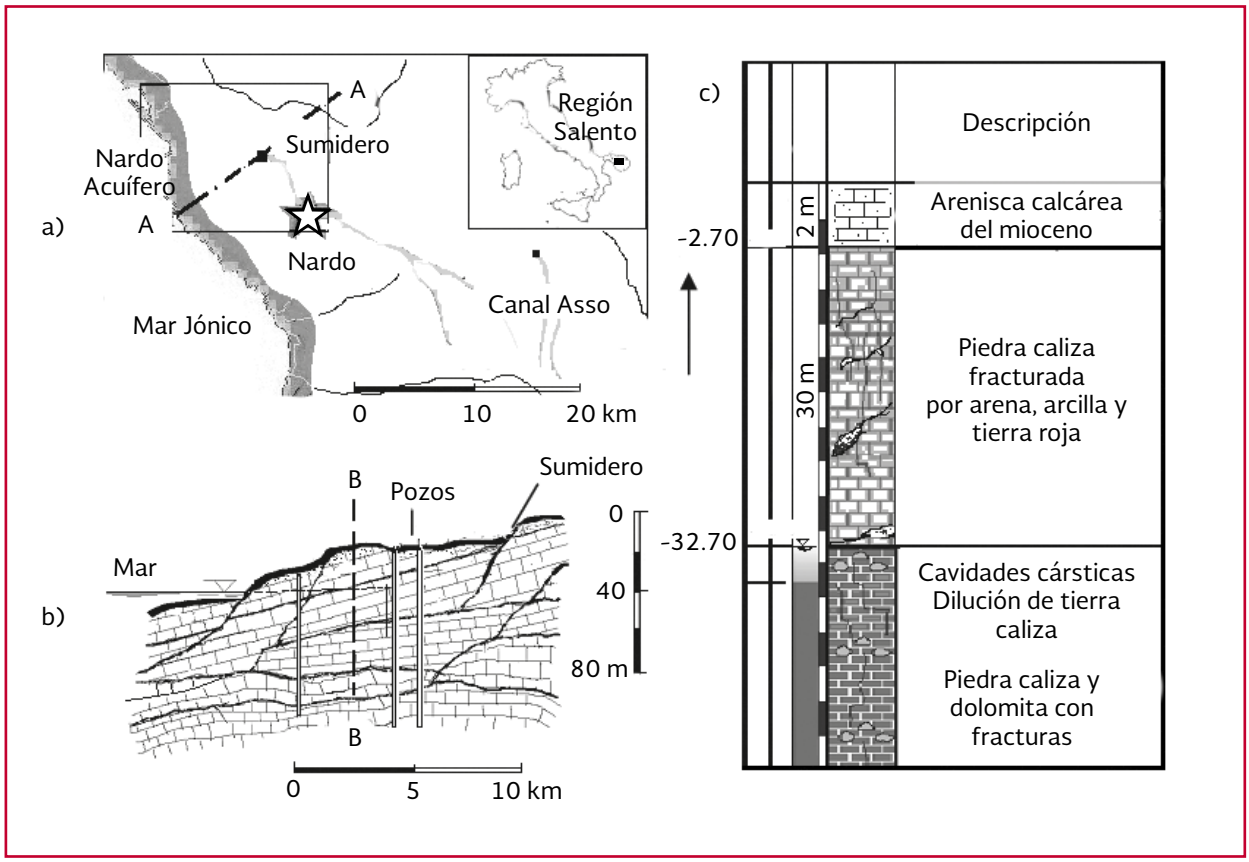
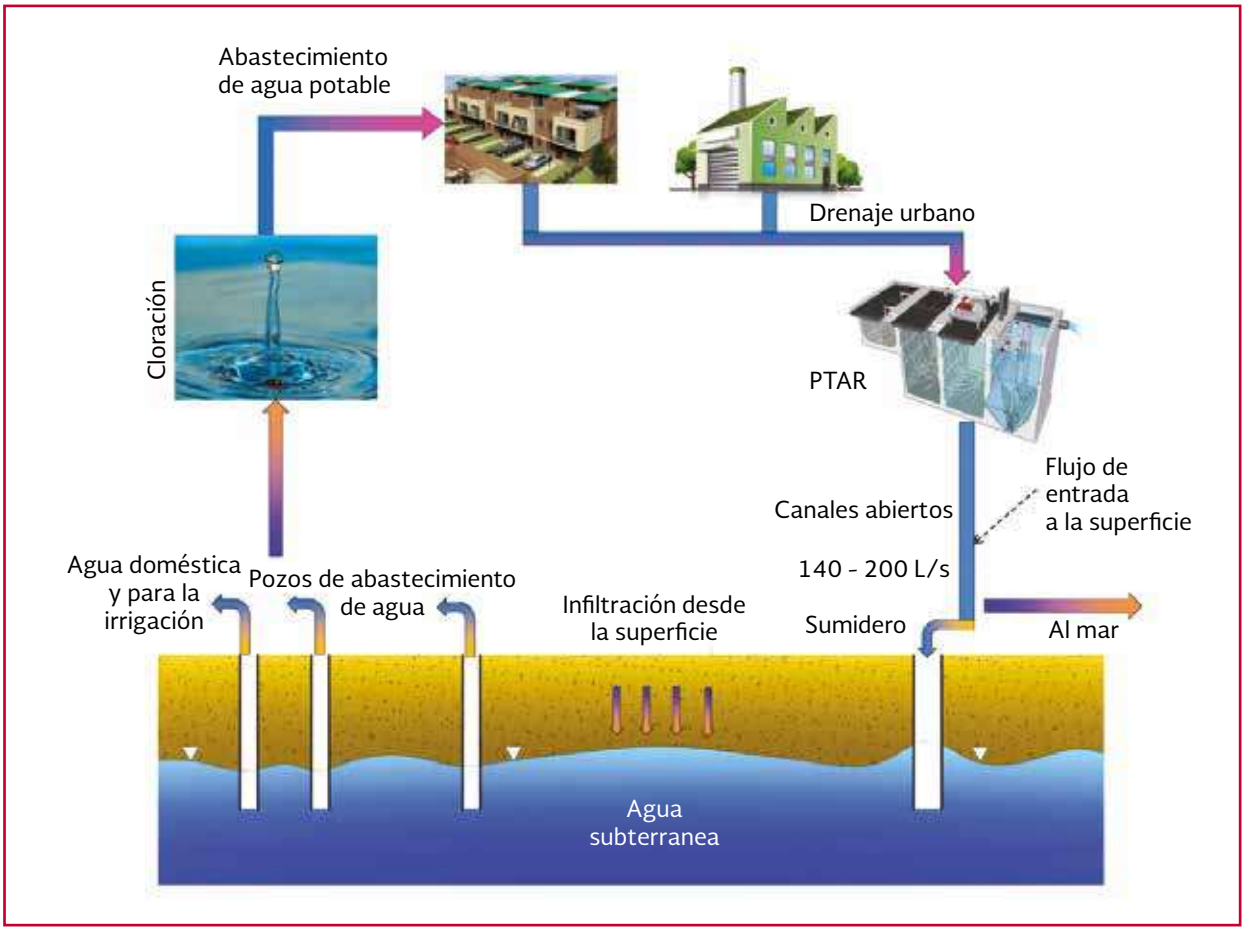


Ilustración 5.33 Esquema de la recarga del acuífero en Nardo, Italia



Debido a que el agua efluente de la planta es enviada para recargar el acuífero en Nardo, recibe el pulimento en la zona del sumidero al pasar a través de las diferentes capas de suelo.

Los resultados obtenidos con respecto a la calidad del agua indican niveles bajos de DQO, nitrógeno y fósforo, los cuales están dentro de los límites máximos permisibles de la región. Sin embargo, se observó la presencia de fármacos y patógenos en el agua subterránea. Se han realizado diversos estudios con objeto de corroborar estos datos y se ha observado que el agua subterránea está sujeta a contaminación fecal y virus entéricos, los cuales pueden ser responsables de enfermedades en la población. De acuerdo con la OMS, se debe cumplir con estándares de calidad que no afecten a la salud de la población, por lo que es necesario implementar nuevas tecnologías, como el uso de membranas de nano y ultrafiltración (Masciopinto et al., 2012).

5.7.7. Plantas de tratamiento de Estados Unidos

West Basin Municipal Water District. Este es el sexto distrito de agua más grande en California y sirve a una población de cerca de un millón de personas. La cuenca de aguas subterráneas abarca una superficie de 160 millas cuadradas en la parte suroeste de la zona de Los Angeles, se extiende hacia el sur por la costa desde Newport- Inglewood hasta la bahía de Santa Mónica. La cuenca de agua subterránea abas-

tece a las ciudades y áreas no incorporadas del condado de Los Ángeles. La producción media anual es de aproximadamente 52 000 acres-pies (AF), que representan 20 por ciento del total de las demandas comerciales.

La transformación de la cuenca oeste la ha llevado a ser ahora líder en la conservación y el reciclaje de agua. En 1992 se presentó una grave sequía en California y como solución a este problema se decidió reutilizar las aguas residuales que se generaban en la población. Actualmente, la planta de tratamiento produce 30 millones de galones de agua cada día; la conservación del agua potable es suficiente para cubrir las necesidades de 60000 hogares durante un año.

La PTAR del West Basin Municipal Water District es la mayor planta de reciclaje de agua de este tipo en los Estados Unidos y fue reconocida por el Instituto Nacional de Investigación del Agua en 2002 como uno de los seis centros nacionales de tecnologías de tratamiento de agua (Ilustración 5.34).

Esta planta de tratamiento es la única en el país que produce cinco calidades diferentes de agua regenerada ya que cumple con las necesidades particulares de los clientes municipales, comerciales e industriales de la Cuenca Oeste.

Los cinco tipos de agua de diseño son:

- Agua terciaria: para una amplia variedad de usos industriales y de riego
- Agua nitrificada: para torres de refrigeración industrial
- Recarga de las aguas subterráneas: utilizando microfiltración (MF), seguida por ósmosis inversa y desinfección (UV)
- Ósmosis inversa pura: agua para la refinería en la alimentación de calderas de baja presión
- Ósmosis inversa ultrapura: para el agua de alimentación de calderas de alta presión en refinerías

Entre los beneficios observados está la reducción de agua importada, el aumento de la calidad en

Ilustración 5.34 Planta de tratamiento de West Basin Municipal Water District, California

el suministro de agua y la reducción de las aguas residuales vertidas en la bahía de Santa Mónica. Otros beneficios con respecto a la recarga del acuífero son:

- Flexibilidad operativa para la producción de agua subterránea
- Aumento en el rendimiento de la cuenca
- Uso más eficiente de las aguas superficiales durante los años húmedos
- Beneficios financieros a los usuarios que consumen agua subterránea
- Mejor distribución de los recursos hídricos
- Buena calidad del agua subterránea

Montebello, Los Ángeles, California. En California el sistema de recarga de Montebello está constituido por cuencas de infiltración instaladas en el río Hondo y ribera del río San Gabriel. Los ríos se recargan con efluentes secundarios y terciarios procedentes de PTAR. Sumados a las lluvias, alcanzan un volumen anual de recarga de 160 Hm^3, de los que 40 por ciento corresponden a aguas pluviales, 25 por ciento al efluente terciario y 35 por ciento a agua regenerada. El uso del agua regenerada es principalmente potable.

Las cuencas de infiltración fueron construidas en una serie de facies aluviales de arena, e intercaladas con gravas y arcillas. La zona de recarga se extiende a lo largo de 200 hectáreas y su operación se basa en ciclos seco-húmedo de 21 días (7 días inundación, 7 días de infiltración y 7 días de secado).

Este sistema opera desde el 20 de agosto de 1962 y es considerado el más antiguo en California. Más de 1970 millones de metros cúbicos de agua reciclada han sido recargados en la cuenca central subterránea, la cual proporciona 40 por ciento del suministro total de agua para el condado de Los Ángeles. En la década de 1950, después de un rápido crecimiento de la población y el excesivo y no regulado bombeo de las aguas subterráneas, el agua de mar se mezcló con el agua del acuífero.

La recarga artificial en el acuífero Montebello se lleva a cabo de dos maneras: difusión (cuencas de infiltración construidas) con una entrega anual de cerca de 150 000 acres-pies de agua. Una cuenca de difusión se encuentra junto al río San Gabriel e incluye una parte del cauce del río aguas abajo (Ilustración 5.35), el otro es adyacente al río Hondo. El área total de recarga es de casi 1000 hectáreas. El agua de recarga se mueve por difusión hacia el sur, en dirección al flujo de agua subterránea. Las fuentes de recarga de agua subterránea en la cuenca central incluyen: agua regenerada, agua del río Colorado y escorrentías locales de las tormentas. El agua regenerada es el efluente de la PTAR ubicada al norte de Montebello, tratada de la siguiente manera:

- Tratamiento secundario: clarificador y sistema biológico
- Tratamiento terciario: Cloración, descloración, filtro de arena y carbón activado

El agua recuperada constituye en, promedio, 18.7 por ciento de la recarga del acuífero. El Departamento de Servicios de Salud de California (DOHS) regula la recarga artificial realizada de acuerdo con el Título 22 del Código Administrativo de California. Además, garantiza el cumplimiento de las normas de agua potable comunes a todos los componentes. El DOHS propuso regulaciones adicionales para el carbono orgánico, nitrógeno y patógenos. Estas regulaciones adicionales establecen que no más de 1 mg de carbono orgánico y de nitrógeno por litro, presentes en el agua subterránea, provengan de

Ilustración 5.35 Sistema de recarga de las cuencas de infiltración de Montebello, California. a) Ubicación; b) Cuencas de infiltración

a) b)

aguas residuales. Del mismo modo, la protección de la exposición a agentes patógenos se garantiza mediante la separación entre los puntos de recarga y de abastecimiento equivalente a un tiempo de viaje de agua subterránea de al menos 6 meses (Magarzo et al., 2013).

Los altos índices de calidad del agua permiten el uso potable directo.

Scottsdale, Arizona. Es una comunidad desierta sin fuentes superficiales naturales de agua y con un bajo rendimiento en el suministro de agua subterránea. En 1980, la ciudad decidió maximizar la disponibilidad del agua y desarrolló el 'Campus del Agua' para la gestión de los recursos hídricos.

La División de Recursos de Agua de Scottsdale (DRAS) opera tres instalaciones para el tratamiento de las aguas residuales del estado, las cuales cumplen o superan todos los estándares de calidad, tanto federales como estatales y locales. De esta manera, se garantiza la disposición del agua potable, además de hacerla segura y confiable.

El suministro de agua de Scottsdale proviene de fuentes superficiales y aguas subterráneas, dependiendo de la época del año; puede recibir agua desde una única fuente o de una combinación de fuentes de agua. El suministro principal es el río Colorado; una vez extraída el agua, es transportada por el Canal Central de California hasta llegar al Campus del Agua de Scottdale. La planta de tratamiento El Chaparral recibe agua salina y del río Verde mediante un sistema de canales. Scottsdale utiliza de vez en cuando una pequeña cantidad de agua subterránea para complementar las necesidades básicas de la región; también opera la Planta Central de Tratamiento de Aguas Subterráneas (CGTF) para tratar el agua que viene del North Indian Bend Wash.

Actualmente, en Scottsdale operan dos sistemas de tratamiento para regenerar agua residual: el Campus del Agua y Gainey Ranch. Estas insta-

laciones cuentan con la capacidad de producir más de veinte millones de galones de agua regenerada por día, los 365 días del año.

La mayor parte del agua generada en el Campus del Agua de Scottsdale se distribuye a más de veinte campos de golf en el norte de Arizona. El agua restante se somete a un tratamiento adicional, utilizando una combinación de tecnologías avanzadas de microfiltración y ósmosis inversa para, posteriormente, ser bombeada al acuífero a través de pozos de recarga o infiltración en zonas no saturadas (Ilustración 5.36). El sistema avanzado está organizado en trenes de tratamiento y se distribuyen de la siguiente manera:

- Filtros convencionales y filtros terciarios, en este último el efluente es clorado aguas arriba y pasado por filtros terciarios para el control de las algas
- Almacenamiento y distribución del agua regenerada a tres diferentes tipos de reúso

Actualmente se cuenta con más de cincuenta de estos pozos en los terrenos del Campus del Agua. Los efluentes producidos en el Campus son utilizados como suministro de agua para uso no potable. Las tecnologías avanzadas utilizadas en esta planta de tratamiento (membranas y ósmosis inversa, Ilustración 5.37) han ayudado a reducir el contenido de sal del agua regenerada.

Con la recarga de las aguas subterráneas se ha logrado la sostenibilidad del acuífero, además de asegurar altos niveles de agua y su estabilidad. Además, se han utilizado los pozos durante las épocas de escasez, con lo que se ha satisfecho la demanda de agua de la población.

Roger Road, Tucson, Arizona. Arizona, un estado semiárido, se enfrenta a una lucha sin fin por los problemas de abastecimiento de agua. Este estado cuenta con tres principales fuentes de agua, disponibles para la población.

1 Agua superficial
2 Aguas del río Colorado
3 Aguas subterráneas

Por otro lado, el centro de Arizona depende del agua superficial de los ríos Sal, Verde y Gila, mientras que el norte de Arizona desvía el agua a una pequeña cuenca del río Colorado. La ley de Arizona regula los derechos a las aguas superfi-

Ilustración 5.36 Diagrama de tren de tratamiento de la PTAR de Scottsdale

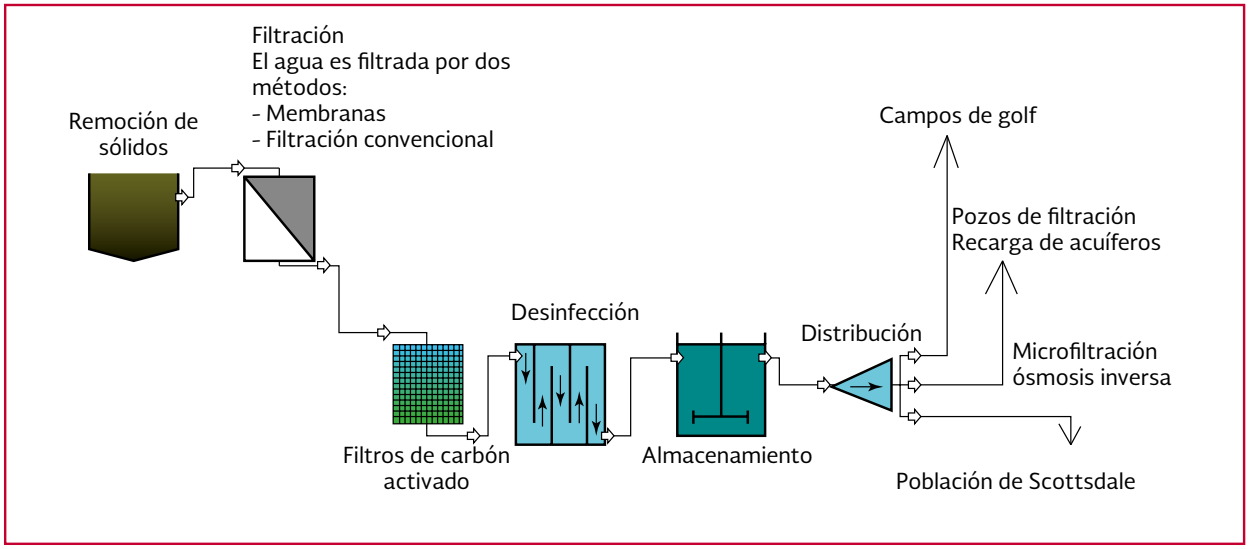


Ilustración 5.37 a) Pozos de infiltración, b) Sistema de membranas instaladas en el Campus del Agua, Scottsdale

a)

b)

ciales. Debido al poco abastecimiento de agua en la región, se decidió implementar un sistema de tratamiento con el objeto de reutilizar las aguas grises, tanto en riego como en algunas industrias.

La planta de tratamiento de Tucson, Roger Road, fue construida en 1931 para tratar un caudal de 15 millones de galones por día. Constaba solo de un tratamiento secundario y desinfección con cloro del efluente.

A principios de la década de 1980, la ciudad de Tucson construyó uno de los primeros sistemas de agua regenerada en el país. Este sistema brinda un tratamiento terciario al efluente derivado del condado Pima, el cual recibió previamente un tratamiento secundario, por lo cual producen agua con una calidad ideal para ser utilizado en riego y por algunas industrias.

El sistema comenzó a funcionar con más de 10 millas de tubería, que transportaba el agua a un campo de golf. Desde entonces, el sistema ha crecido hasta incluir más de 100 millas de tuberías de transmisión y provee un efluente de casi 13 000 acres-pies por año a aproximadamente 600 clientes, entre los que se encuentran:

- 18 campos de golf
- 50 parques
- 65 escuelas (entre ellas, la Universidad de Arizona y Pima Community College)
- más de 700 viviendas unifamiliares

Posteriormente, con el acoplamiento del tratamiento terciario se denominó a este nuevo tren: planta de tratamiento de agua regenerada de Tucson, y en total sirve para satisfacer aproximadamente ocho por ciento de toda la demanda de agua. Entre los grandes beneficios está la reducción del bombeo de las aguas subterráneas, y por consiguiente un mayor abastecimiento de agua potable para la población.

La actual planta de tratamiento de Roger Road cuenta con:

- Tratamiento primario: rejillas y sedimentadores

- Tratamiento secundario: degradación microbiológica de la materia orgánica seguida de clarificadores (Ilustración 5.38a), filtros por gravedad y desinfección

La planta de agua regenerada:

- Tratamiento terciario avanzado. Incluye tratamiento químico utilizando oxidación avanzada y ósmosis inversa
- Una vez obtenido el efluente, se da al agua regenerada diferentes usos
- Descarga en aguas superficiales: son descargadas a arroyos secos, ríos, lagos y reservorios de la región (Ilustración 5.38b)
- Infiltración: cuencas de infiltración rápida, o camas o canales de infiltración

El efluente secundario que es recibido del condado de Pima se filtra en la planta de tratamiento de agua regenerada de Tucson, y se destina a una serie de usos de recarga: como agua dulce en humedales, almacenamiento subterráneo a través del río Santa Cruz y la recarga de una pequeña parte del río de Santa Cruz.

Para poder llevar a cabo la infiltración y recarga de los acuíferos, se construyó en la orilla oeste del río Santa Cruz, cerca de la carretera y de las plantas de tratamiento (de Roger Road y aguas regeneradas), cuatro cuencas de recarga. Las intenciones de diseño fueron tomar el agua afluente del tratamiento terciario y utilizarla para la recarga y recuperación del río. Sin embargo, se observó que con solo utilizar el sistema SAT se obtenía un efluente de alta calidad para la recarga del acuífero. Por tal motivo, se decidió duplicar el número de cuencas (Ilustración 5.38c).

Actualmente, se realiza un monitoreo continuo de la calidad del agua durante la recarga de las cuencas para cumplir con las normas de protección de acuíferos de Arizona, ya que se requiere que los niveles estén por debajo de los límites máximos de descarga, esto incluye metales y compuestos volátiles orgánicos, nitrógeno y DBO, STD, sulfatos y cloruros.

En los últimos años y como resultado del monitoreo, se ha encontrado una estabilidad en los SDT y concentraciones en efluente secundario de 550 mg/Litro. En cuanto a la concentración de nitrógeno, se han encontrado 20.6 mg/Litro. Las especies que contribuyen a la mayor fracción de NT es el nitrógeno total Kjeldahl (NKT). Con respecto a los nitritos y nitratos, la concentración media anual reportada fue de 1.1 y 2.9 mg/L, respectivamente.

A pesar de que la mayor parte de los efluentes de Tucson seguirá siendo utilizada para cumplir las demandas no potables, se proyectan necesidades de agua para la comunidad en el futuro, por lo que se ha pensado utilizar los efluentes para su reutilización potable directa. El proceso de recarga será un factor crítico ya que se necesitará disponer de un efluente para tal uso con la calidad de agua requerida, a través de un sistema SAT, así como hacer la labor necesaria para contar con la aceptación del público (Marra, 2005).

5.7.8. Planta de tratamiento Atlantis, Sudáfrica

Atlantis se encuentra a 50 km al norte de Ciudad del Cabo, a lo largo de la costa occidental, semiárida del sur de África.Tiene una población de más de 76 000 personas.

Ilustración 5.38 a) Clarificador secundario, planta de tratamiento Roger Road (Davis, 2013), b) Descarga de la planta de aguas regeneradas al río Santa Cruz, c) Mapa geográfico de las cuencas de infiltración (Water, 2005)

a)

b)

c)

Atlantis tiene un clima mediterráneo, su media anual de lluvia es de 450 mm, la cual se produce entre abril y septiembre. La lluvia es la principal fuente de recarga para los sistemas de aguas subterráneas y acuíferos, sobre todo a través de las zonas de dunas.

Atlantis siempre ha dependido de las aguas subterráneas. El crecimiento y desarrollo de los asentamientos humanos y la rápida urbanización e industrialización requieren el acceso al agua potable y a sistemas adecuados para la disposición de las aguas residuales. Sin embargo, se cuenta con una fuente limitada de agua, por lo que el objetivo del Sistema de Agua y Gestión de los Recursos de Atlantis decidió aumentar el suministro de agua existente para la ciudad con el fin de satisfacer la creciente demanda. Hasta la fecha, se ha incre-

mentado más de 30 por ciento el suministro de las aguas subterráneas mediante la implementación de sistemas de recarga artificial con aguas residuales tratadas (Ilustración 5.39).

Los grandes volúmenes de agua de lluvia y escorrentía fueron vistos como fuentes de agua, por lo que se decidió implementar un sistema de captación de agua de lluvia (cuenca 3, C3). Este sistema cuenta con 12 cuencas de detención y retención, las cuales están interconectadas mediante líneas de bombeo. Este sistema está diseñado para controlar los flujos y la salinidad del agua con el objeto de tener una buena calidad del agua para ser infiltrada al acuífero. Los flujos salinos son canalizados en dos largas cuencas de infiltración, cuencas 7 (C7) y 12 (C12), para la recarga artificial en Witzad. La salinidad del caudal es llevada a la costa o al río Donkergat, en el sur (Ilustración 5.40a).

Inicialmente, todas las aguas residuales eran tratadas en la misma planta, para posteriormente utilizar todo el efluente en la recarga artificial. En 1986 esta práctica se abandonó debido a las nuevas consideraciones en la calidad del agua del estado, por lo que se construyó una planta de tratamiento específica para las aguas de tipo domésticas (C1). Las aguas residuales domésticas pasan por un tratamiento secundario con nitrificación y desnitrificación en tanques anaerobios-anóxico-aerobios (Ilustración 5.40b).

El efluente del tanque de sedimentación secundario recibe un pulimento en una serie de lagunas de maduración (C2). El efluente de las lagunas de maduración es mezclado con el agua de lluvia antes de ser descargado en las cuencas de recarga (C7 y C12). El agua industrial salina es descargada en las cuencas de recarga de la costa y se filtra al océano a través de la sub-superficie (no se reusa).

La recarga de los acuíferos existentes con aguas residuales tratadas ha demostrado ser un método

Ilustración 5.39 Localización y disposición del suministro de agua de Atlantis

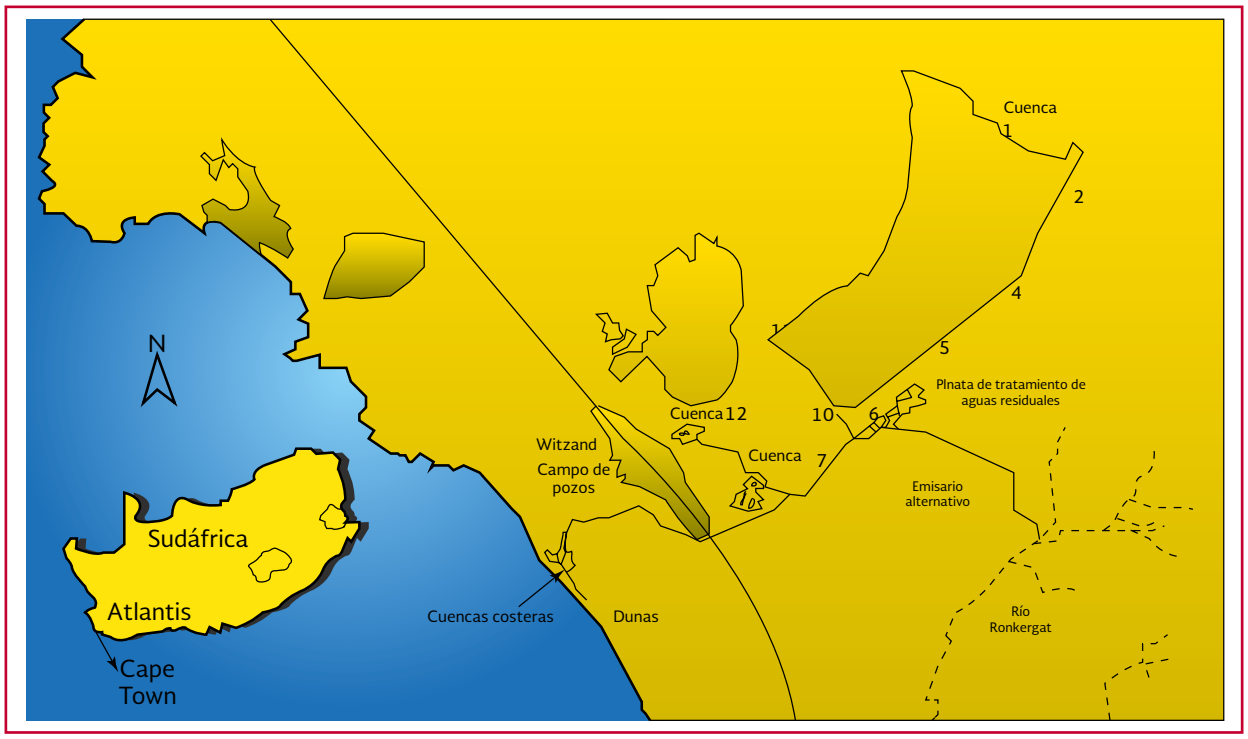
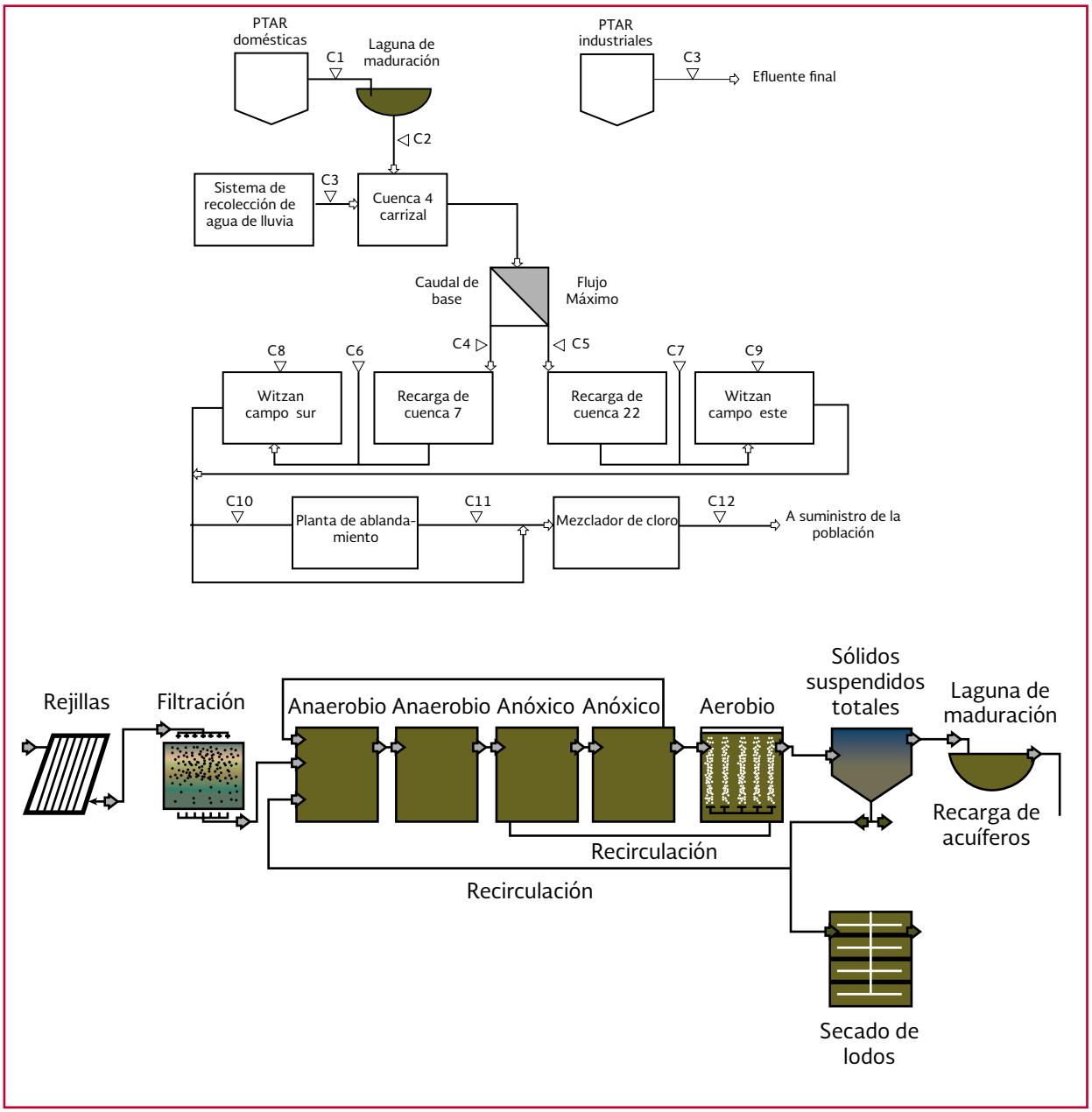


Ilustración 5.40 a) Disposición del agua por cuenca, b) Diagrama del tren de tratamiento de la planta de aguas residuales



exitoso para aumentar las reservas existentes. Tales sistemas ofrecen múltiples beneficios, como:

- Requieren bajo capital de inversión
- Reducen o eliminan la descarga de aguas residuales
- Disminuyen los costos de tratamiento al utilizar la infiltración por medio del suelo
- Contribuyen a la conservación del agua *in situ*

La calidad del agua de recarga cumple con las normas establecidas. La concentración de metales pesados en el sistema es baja, sin embargo la presencia de fierro en el agua subterránea causa que la calidad del agua se vea afectada.

5.7.9. Planta de tratamiento de Tesalonica, Grecia

Grecia es un país con grandes reservas de agua; sin embargo, la gran mayoría no son explotadas. Solo una pequeña fracción, aproximadamente 10 por ciento de la cantidad disponible, se utiliza para consumo humano, y 87 por ciento es utilizado en la agricultura. Se ha observado que la red de suministro de agua de la ciudad se basaba en una tecnología anticuada, a la cual no se le daba mantenimiento y como resultado se presentó una gran pérdida de masa de agua, que se elevó en algunos casos hasta un máximo de 50 por ciento del total de la cantidad suministrada. Por lo tanto, la cantidad de agua disponible fue insuficiente para una demanda de consumo cada vez mayor.

El consumo de agua en Grecia ha subido constantemente a lo largo de los últimos 17 años. Durante 2004, la demanda de agua en Attiki, donde se encuentra la mitad de la población de Grecia, aumentó 27 por ciento, en comparación con el año 1990. Desde 1997, el aumento oscila entre 5 y 8 por ciento anual. Una serie de particularidades constituye la gestión y distribución del agua. En concreto:

- Una gran parte de la población se encuentra en las zonas más áridas, como Atenas
- Durante la temporada turística, que coincide con la estación seca de la región, la población aumenta, por lo que el consumo de agua se duplica durante ese periodo
- Grecia cuenta con numerosas islas distantes, donde los recursos hídricos son muy limitados y el clima es seco durante todo el año
- Existe una distribución desigual de los recursos hídricos en todo el país y durante el año

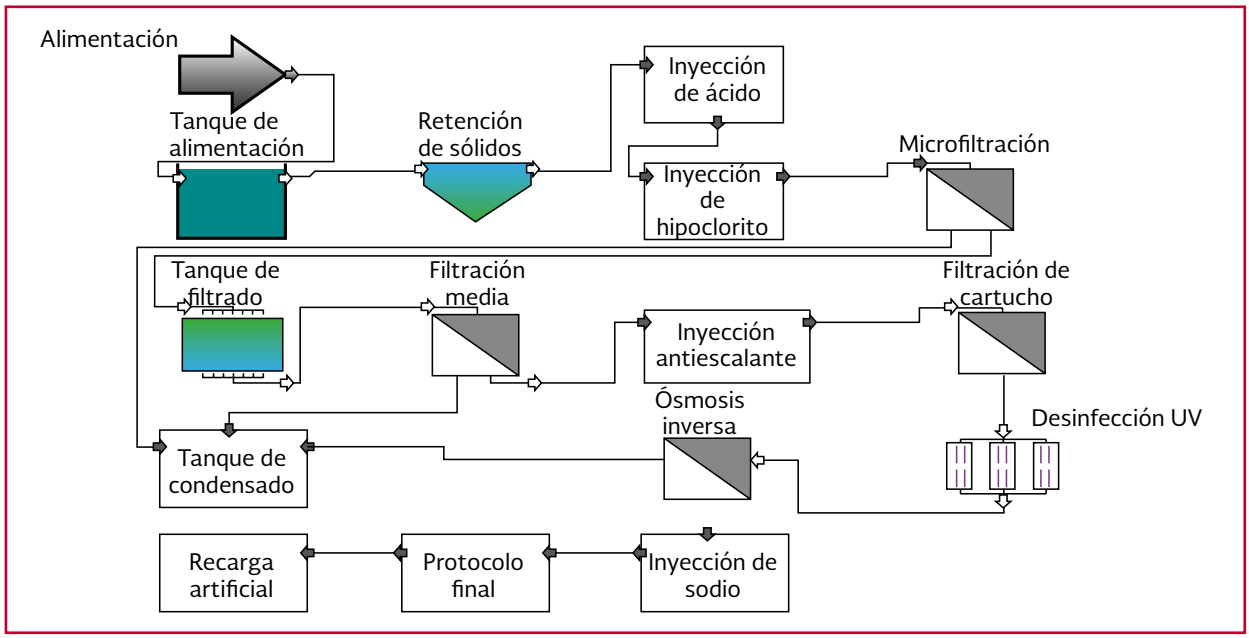
La cuidad es abastecida por medio de ríos y lagos; el agua superficial es la principal fuente. Debido a los cambios climáticos, la precipitación anual tiende a ser más concentrada y más intensa, lo que produce una gran escorrentía. La extracción de agua del acuífero se ha incrementado enormemente en los últimos veinte años. En 2003 se cubrió aproximadamente 40 por ciento de la demanda total de agua del país. La extracción excesiva de las aguas subterráneas, está causando el abatimiento acelerado del nivel de agua de los acuíferos, además de que, con el paso de los años, se ha provocado la intrusión de agua salada en las aguas subterráneas.

Bajo estas condiciones y teniendo en cuenta los esfuerzos internacionales en el ámbito europeo por adoptar un enfoque coherente con respecto a la gestión del agua en Grecia, se ha establecido un grupo que facilite la gestión integral de los recursos hídricos. Actualmente dicha gestión del agua se realiza exclusivamente por los organismos estatales a nivel municipal denominados EΨATH (por sus siglas en griego): Abastecimiento de Agua y Alcantarillado de la cuidad de Tesalonica.

Con el objeto de abastecer de agua a la población de Tesalonica, la EΨATH implementó un sistema de tratamiento avanzado para las aguas residuales de la cuidad, para posteriormente realizar la recarga artificial al subterráneo de Sindos.

La planta de tratamiento de Tesalónica (PTART) tiene una capacidad nominal de 160 000 m^3/d, y sirve a aproximadamente 1 millón de habitantes. Los procesos aplicados por la PTART incluyen (Ilustración 5.43):

Ilustración 5.41 Tren de tratamiento de la PTAR de Tesalonica



- Cribado, desarenado, sedimentación primaria (sin el uso de coagulantes químicos)
- Sistema convencional de lodos activados
- Desinfección con cloro

La planta de tratamiento avanzado a escala piloto incluye (Ilustración 5.41):

- Microfiltración
- Ósmosis inversa
- Desinfección UV

El agua de alimentación pasa primero a través de un filtro colador, en el que la materia sólida gruesa es retenida. Posteriormente, se dosifica hipoclorito de sodio (inyección de hipo) y ácido sulfúrico antes de entrar en la unidad de MF (Ilustración 5.42a), con el fin de inhibir el crecimiento de la contaminación biológica en las membranas de MF. La fracción de permeado de la unidad de MF se envía desde el tanque de filtrado a la filtración media, el cual se realiza con carbono activado, con un doble propósito: la eliminación libre de cloro, que ataca químicamente el material de poliamida (del cual está compuesta la membrana de ósmosis inversa), y retener algunos compuestos orgánicos solubles que pudieran formar una fase estancada en el lado de condensado de las membranas utilizadas en la ósmosis.

A continuación, el efluente de los filtros de medios se dosifica con un antiincrustante (Perma Care 191), con el fin de inhibir la incrustación inorgánica sobre las membranas de ósmosis inversa (Ilustración 5.42b); antes de entrar en el sistema de ósmosis inversa, se desinfecta por radiación UV, para minimizar la posibilidad de bio-incrustaciones sobre las membranas. Finalmente, el agua regenerada es bombeada hasta las lagunas de infiltración y pozos de inyección.

5.7.10. Recarga de acuíferos en Sabadell, España

Sabadell está localizada a 20.6 km al norte de Barcelona, en la margen del río Ripoll; cuenta

Ilustración 5.42 a) Módulos de membrana de la PTART, b) Módulos de ósmosis inversa operación en paralelo

Ilustración 5.43 Planta de tratamiento de Tesalonica, Grecia

con poco más de 200 000 habitantes y ocupa una superficie de 37.89 kilómetros cuadrados. La principal actividad de la ciudad de Sabadell es la industria textil. Las fábricas han explotado los acuíferos y el río Ripoll, que cruza la ciudad y es un afluente del río Besós (río que cruza la ciudad de Barcelona). A lo largo de los años, la actividad industrial condujo a un abatimiento de los niveles de agua subterránea y también a un alto grado de contaminación del río y de los acuíferos.

Por esta situación, el Departamento Ambiental del Municipio de Sabadell decidió restaurar las áreas y comenzó un proyecto para crear un 'Parque Fluvial' en las orillas del río. Los principales objetivos del proyecto fueron:

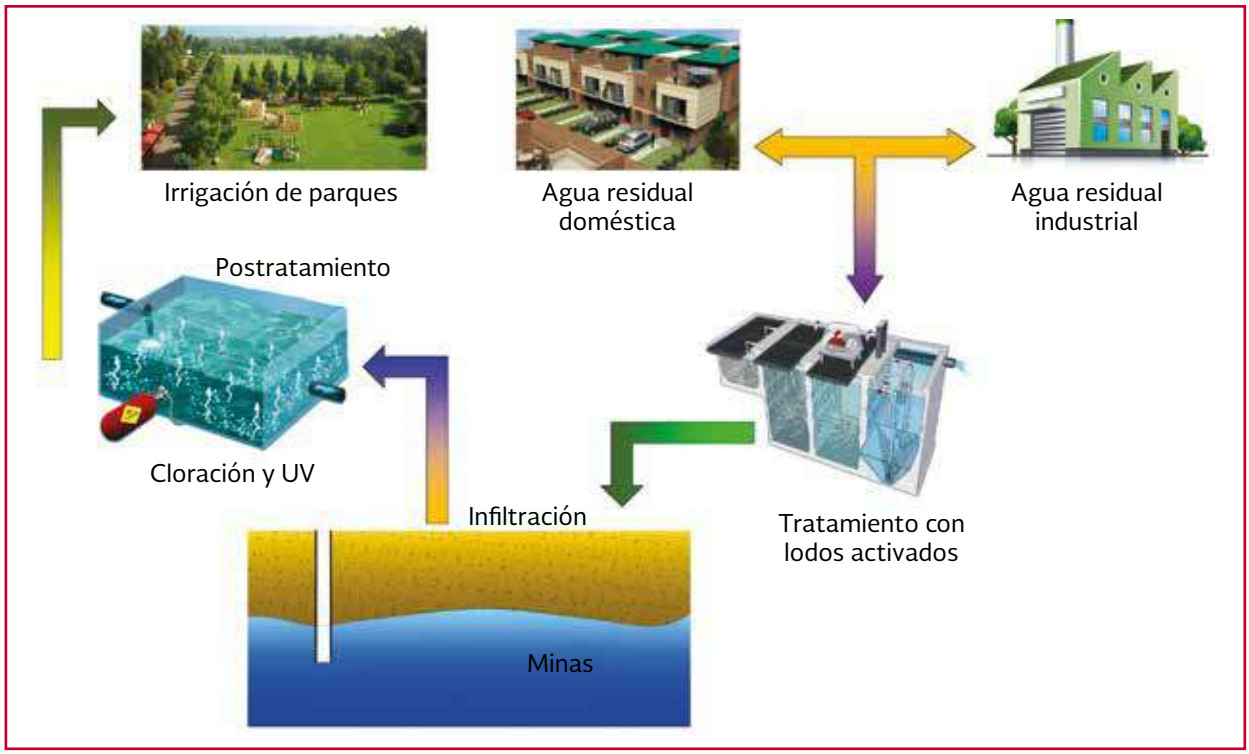
- Conclusión de la red de saneamiento y control de las aguas residuales. Muchas empresas no estaban conectadas a la red general, por lo que descargaban sus efluentes directamente al río, y la PTAR Riu Sec no tenía la capacidad suficiente para tratar las aguas residuales de la nueva zona industrial. Por lo tanto, fue necesaria la construcción de una nueva PTAR, que es la PTAR Río Ripoll
- Reutilización de agua. La recarga de agua mediante la filtración en el lecho del río es almacenada en los acuíferos; la calidad mejora gracias a la filtración y el agua puede ser reutilizada para usos diferentes del potable, como el riego de parques y limpieza de calles
- Construcción de humedales. Se instalaron humedales en tres puntos diferentes del río, para mejorar la calidad del agua; se esperaba una reducción de la carga orgánica y microbiana

La escasez de agua fue la principal motivación para la recarga de acuíferos y el reúso del agua. El agua potable en Sabadell proviene del río Llobregat, que está sobreexplotado, ya que abastece Barcelona y a pequeños municipios.

La PTAR Río Ripoll cuenta con un tratamiento convencional de lodos activados (Ilustración 5.44), que incluye la eliminación de nutrientes y tiene una capacidad de tratamiento de agua equivalente a la empleada por 200 000 habitantes. La capacidad hidráulica máxima es de 30 000 m^3/d, mientas la cantidad promedio en el afluente es de 16 000 m^3/día. El agua residual tratada se envía de forma continua hasta el río, y la recarga es continua gracias a la filtración en el lecho del río.

El agua se recupera en una mina aguas abajo del río Ripoll, donde se desinfecta por UV y luego se almacena en un tanque. En el tanque de almacenamiento, el agua se clora por medio de un sistema que dosifica el cloro continuamen-

Ilustración 5.44 Esquematización del sistema de tratamiento de agua para reúso en Sabadel



te. Además, en el tanque de almacenamiento, los sólidos restantes son removidos mediante un pequeño filtro.

Después de estas etapas de tratamiento, el agua desinfectada es enviada a otro tanque de almacenamiento, donde cerca de 70 por ciento es usada para irrigación y 30 por ciento para limpieza de calles.

La infiltración natural del agua del río Ripoll a través del lecho del río se produce a lo largo del curso del río. La recarga se potencia cerca de la ubicación de la mina mediante las descargas de los efluentes de la PTAR Río Ripoll, aguas arriba respecto del área de la mina Los sólidos suspendidos y la turbiedad son altamente reducidos después de la recarga, con porcentajes de reducción que van desde 91 a 99 por ciento, y un contenido final debajo del límite de detección. La demanda de oxígeno también es reducida por el sistema. Sin embargo, una parte importante de la reducción en la DQO parece deberse a los efectos de dilución en el río. Los nutrientes están presentes en altas concentraciones en un agua residual no tratada y estas son reducidas en la PTAR Río Ripoll, especialmente en el tratamiento secundario por lodos activados. Durante la recarga de acuíferos, la reducción promedio obtenida es de 50 por ciento de carbón (DQO), 67 por ciento de amoniaco, 49 por ciento de Nitrógeno Total Kjeldahl, 44 por ciento de fósforo, 37 por ciento de nitratos y 52 por ciento de nitritos.

5.7.11. Sistema de reutilización directa potable en Windhoek, Namibia

Namibia está situada en el suroeste de África, junto a Angola, Zambia, Botswana y Sudáfrica. Namibia es el país más seco, por debajo del Sahara. La capital, Windhoek, está situada en el centro de Namibia y cuenta con una población aproximada de 300 000 habitantes, con un incremento anual de la población de alrededor de 5 por ciento. Windhoek no tiene recursos de agua dulce y el clima es muy seco e impredecible (Flod, 2010).

La principal fuente de abastecimiento de agua de la ciudad de Windhoek son las aguas superficiales (presas abastecidas por los ríos) y las aguas subterráneas (pozos de agua). Sin embargo, debido a que es una ciudad árida y sus periodos de lluvias suelen ser erráticos, no es posible garantizar el abastecimiento de agua de las presas de Von Bach, Swakoppoort y Omatako (situadas a 60-170 km de Windhoek).

Debido a esta situación, el Consejo de la Ciudad de Windhoek aprobó el programa de administración integral del agua, que abarca los ámbitos de política, legislación, educación, medidas técnicas y financieras (Van der Merwe, 2000).

El sistema de recuperación de aguas residuales introducido en Windhoek, en 1968, fue el primero de su tipo, y es actualmente el único lugar en el mundo en reutilizar directamente sus aguas residuales municipales como una fuente de agua potable (NRC, 1998), que en la actualidad representa alrededor de 14 por ciento de la producción de agua potable de la ciudad.

La ciudad utiliza de forma intermitente el sistema de reutilización potable directa, como complemento a una alimentación inconsistente y poco fiable, tanto de fuentes superficiales como subterráneas. Se utiliza solo durante las horas de demanda pico de verano o durante las emergencias (Haarhoff, 1996). Los sistemas se utilizan

de forma intermitente debido a los altos costos de las aguas regeneradas. La ciudad utiliza métodos de conservación tanto como sea posible con el fin de mitigar en gran parte los costos del agua. Los costos unitarios del agua regenerada son aproximadamente el doble de la alimentación convencional (Menge, 2006).

El programa de monitoreo incluye lo siguiente: monitoreo químico, virológico, bacteriológico y de algas, pruebas de toxicidad, biomonitoreo en línea y estudios sobre los patrones de mortalidad en la ciudad (Tredoux y Van der Merwe, 2009).

El sistema consiste en gran cantidad de planificación de la ciudad, ya que las industrias se ubican dependiendo de la composición prevista de sus aguas residuales (Haarhoff, 1996). Las aguas residuales de la zona industrial se desvían luego a una planta de tratamiento más pequeña y más convencional, y no se utilizan para el abastecimiento de agua potable.

Las aguas residuales del resto de la ciudad son tratadas en dos plantas separadas, que contienen varias tecnologías de tratamiento avanzado. El proceso de tratamiento ha sido lentamente cambiado en el curso de la vida del sistema, en respuesta al aumento de la tecnología, y los problemas con los contaminantes específicos. El tren del proceso actual se muestra en la Ilustración 5.45. El proceso tiene una capacidad de recuperación de 21 000 m^3/día. En la Ilustración 5.46 se presentan algunos de los procesos unitarios dela planta de Windhoek.

Los procesos utilizados son:

- Oxidación y preozonación
- Coagulación y floculación
- Flotación por aire disuelto (DAF)
- Filtración rápida
- Ozonación
- Filtración biológica con carbón activado (BAC)
- Carbon activado granular (CAG)
- Ultrafiltración
- Desinfección y estabilización

El monitoreo de la calidad del agua incluye tres aspectos. El primero es el monitoreo de parámetros básicos, como pH, turbiedad, conductividad, carbono orgánico disuelto, OD, cloro libre, y la concentración de ozono. El segundo incluye el monitoreo automático de muestras compuestas (24 h) de parámetros físicos y organolépticos, análisis de macro elementos, compuestos orgánicos, nutrientes y parámetros microbiológicos. El tercero involucra el análisis de compuestos emergentes, como disruptores endocrinos, productos farmacéuticos, productos de cuidado personal, entre otros (Tredoux y Van der Merwe, 2009).

En 2012 se observó que los habitantes de la ciudad no se encontraban preparados para aceptar el agua previamente tratada para uso potable y doméstico. Existen aún paradigmas que se tienen que romper entre la población; sin embargo, no se han observado problemas de salud o casos epidemiológicos desfavorables con respecto a su

Ilustración 5.45 Tren de proceso para Windhoek, Namibia

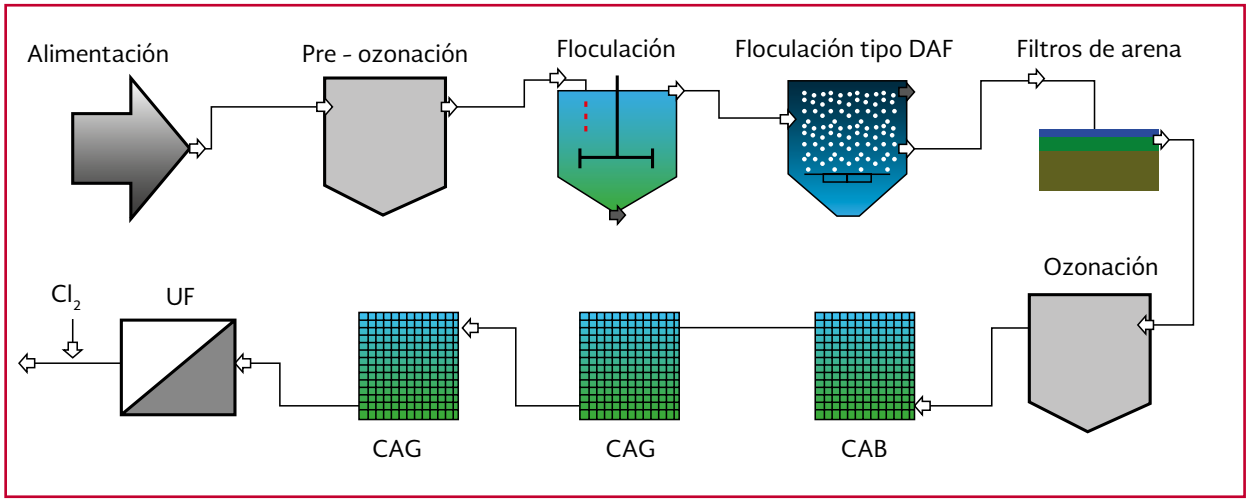


Ilustración 5.46 Procesos unitarios de la planta de tratamiento de Windhoek, Namibia

consumo. Actualmente, 30 por ciento del suministro de agua potable en Windhoek es agua regenerada, lo cual es esencial para la integración de las fuentes de agua, además de que se ha contribuido al desarrollo social y económico de la ciudad.

5.7.12. Manejo de la Recarga de Acuíferos para la mejora directa en la recarga de inyección de pozos en Gaobeidian, Pekin, China

En China, la cantidad total anual de los recursos hídricos es de 2.88(10^{12}) m^3 o un promedio per capita de 2 220 m^3/año, aproximadamente un cuarto del valor promedio mundial.

La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Gaobeidian es la más grande de 15 plantas de tratamiento de aguas residuales en funcionamiento o planeadas por el Plan Director del Municipio de Pekin. Gaobeidian tiene una capacidad de 1 millón de m^3/d, equivalente aproximadamente a 40 por ciento de la descarga total de aguas residuales de Pekin. La planta proporciona tratamiento de aguas residuales para una zona de captación de 9 661 hectáreas, que va desde el centro de la ciudad a los suburbios del este.

Teniendo en cuenta las deficiencias del financiamiento y la red de alcantarillado en la parte alta de la cuenca, la PTAR de Gaobeidian fue construida en dos fases. La Fase I, con una capacidad de 500 000 m^3/dia, se inició en 1990 y se terminó en 1993. La Fase II, con una capacidad de más de 500 000 m^3/dia, fue iniciada en 1995 y finalizada en 1999.

El tratamiento primario está compuesto de rejillas, estación de bombeo, desarenador aerado y un tanque rectangular de sedimentación primaria de flujo horizontal (Ilustración 5.47). El tratamiento secundario es un proceso de lodos activados convencional con eliminación de nutrientes biológicos (anaerobio-anóxico-aerobio). Cerca de 20 por ciento de la electricidad utilizada en la planta es generada por la producción de biogás de la digestión anaerobia.

El efluente del proceso de tratamiento avanzado se utiliza para el lavado de las bandas del proceso de deshidratación de lodos, y el riego de los pastizales en la planta. La construcción y operación estable de la planta ha contribuido de manera significativa al control de la contaminación del agua en el centro y suburbios del este de Pekin, y tiene una función eficaz en la mejora de la calidad del agua del río Tonghui.

Pekin es una ciudad de muy grave escasez de agua. Las aguas subterráneas están fuertemente sobreexplotadas. El efluente secundario puede servir como una fuente alternativa de agua con la reutilización a través de la recarga de acuíferos. Sin embargo, como la recarga de aguas subterráneas no fue muy bien comprendida y reconocida, se decidió la construcción de una planta de demostración para adquirir experiencia en la implementación de proyectos gestionados en la recarga de acuíferos a gran escala.

La planta de demostración de recarga de acuíferos está localizada a lo largo del lado occidental de la PTAR Gaobeidian en Pekin. El área de recarga es cerca de 200 m de largo y 30 m de ancho y el efluente secundario de la PTAR Gaobeidian es usado para recargar el acuífero después del tratamiento previo.

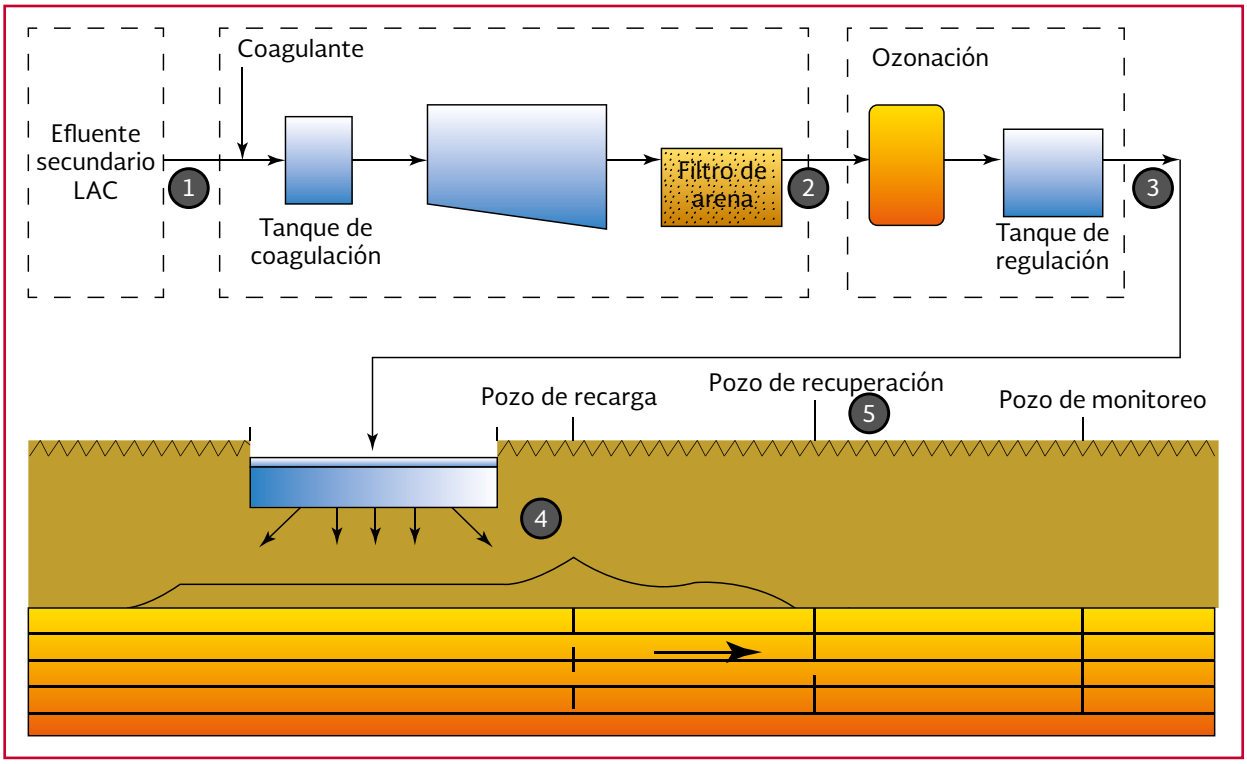
Ilustración 5.47 Vista aérea de la PTAR de Gaobeidian

El efluente del tratamiento terciario se utilizó en este sitio para la recarga del acuífero. El efluente secundario (tratamiento de lodos activados convencional con remoción de nutrientes biológicos) de la PTAR Gaobeidian fue en primer lugar dosificado con 30 mg/L de PACl (cloruro de polialuminio) y luego pasó a sedimentación y filtración rápida de arena para eliminar los SS. El efluente fue entonces ozonizado con una dosis de 10-15 mg/L, antes de ser enviado a la cuenca de filtración lenta de arena y ser transportado a los pozos para recarga del acuífero aluvial, compuesto principalmente de capas alternas de arena y arcilla. En la Ilustración 5.48 se muestra el esquema y los puntos de muestreo.

La velocidad de inyección a través del pozo de recarga era de 20 m^3/hora. El efluente tratado antes de la recarga tiene una DQO de 5.2 a 5.8 mg/Litro. La ozonación elimina alrededor de 15 por ciento de la DQO; como etapa final de pulido antes de la recarga, la infiltración lenta en arena contribuyó a la eliminación adicional de 2 mg/L de DQO mediante la biodegradación. El agua regenerada tenía una DQO de 1.3 mg/L en promedio. Durante el proceso de pre-tratamiento, el amoniaco se eliminó casi por completo. El nitrato y el nitrógeno total mostraron poca variación durante las etapas de pretratamiento, pero aproximadamente a la mitad el nitrato fue desnitrificado o diluido durante los viajes y el almacenamiento en el acuífero. El P total también se eliminó durante el paso al acuífero, quizá debido a la adsorción de los materiales en el acuífero.

El paso al acuífero resultó ser una barrera sólida ya que no se encontraron coliformes ni *E. coli* en el agua regenerada. Las bacterias totales también se redujeron significativamente. La concentración de níquel y plomo en el agua extraída, 42 μg/L y 25 μg/L, respectivamente, no cumplió con los normas de agua potable.

Ilustración 5.48 Tren de tratamiento de la PTAR de Gaobeidian, Pekin



Por ello, sin un tratamiento adicional, el agua regenerada podría ser utilizada solo con propósitos no potables. El empleo del método MAR de mejora directa de recarga en la inyección de pozos (EnDir) demuestra ser una buena y efectiva solución para las condiciones de contorno en Pekin, con una limitada disponibilidad de tierras. La ozonación contribuye a la mejora de la biodegradabilidad, mientras la infiltración lenta en arena elimina más DQO.

5.7.13. Planta Piloto para la recarga artificial del acuífero del Valle de Toluca, Estado de México

El valle de Toluca, localizado en la zona sur del Estado de México, cuenta con una población de 819 561 habitantes. La abundante precipitación pluvial en la zona sur del valle es debido a la presencia de zonas elevadas, en particular el Nevado de Toluca, que favorece el surgimiento de manantiales y múltiples arroyos, algunos de los cuales han sido formados con el agua del deshielo del Nevado, en tanto que otras corrientes y el propio río Lerma se originan en ojos de agua.

El municipio de Toluca se abastece principalmente de dos fuentes de agua: mediante la red municipal de pozos de agua de la región y la proveniente del acueducto Cutzamala, con aportaciones de 60 y 40 por ciento, respectivamente.

Usualmente, para el abastecimiento de agua potable de la región se recurre a la sobreexplotación de los acuíferos y a la importación de grandes caudales de cuencas vecinas; además, hay que agregar la expansión de la mancha urbana y de la frontera agrícola, la tala inmoderada de los bosques y la invasión de las zonas naturales de recarga, acciones que han disminuido la capacidad de infiltración natural e incrementado el déficit en el balance hídrico.

En el Valle de México, desde 1951, la Cuenca Alta del Río Lerma se convirtió en un importante abastecedor de agua potable para la región. Sin embargo, en las décadas posteriores se incrementaron los volúmenes exportados, y para 1990, los niveles en el acuífero del Valle de Toluca habían evolucionado negativamente: se había abatido hasta 60 m en la ciudad de Toluca.

El acuífero que subyace a la planicie del Valle es uno de ocho en el Estado de México, y uno de 37 en toda la cuenca hidrológica Lerma-Chapala. El acuífero del Valle de Toluca es el primero de la cuenca Lerma-Chapala. Está limitado, al norte por el acuífero de Atlacomulco-Ixtlahuaca, al sur por el cerro de Tenango, al sur-poniente por el volcán Nevado de Toluca y al oriente por la Sierra de las Cruces y Monte Alto; cubre un área total aproximada de 2 738 kilómetros.

En la zona metropolitana de Toluca, que comprende los municipios de Zinacantepec, Toluca, Metepec, San Mateo Atenco, Lerma y Ocoyoacac, la demanda de agua es de 3 338 m^3/s. Esto implica que para estas zonas y para el resto de los municipios de la cuenca, se requerirá un mayor volumen de extracción de agua para satisfacer la demanda del líquido. Desde que se comenzó a extraer el agua del acuífero hasta 1980, el nivel dinámico comenzó a bajar, a razón de 10 m por década. Esto se traduce en una disminución en el nivel freático de 1.2 a 3 m/año.

El crecimiento de la población y de la demanda de la industria en el Valle de Toluca ha generado explotaciones locales, lo que ha reducido los niveles piezométricos hasta en 90 m y hace más evidente la subducción del suelo en los pozos del Sistema Lerma. La afectación ambiental por la construcción del Sistema Lerma se manifiesta en la desaparición de los manantiales, incluso en la parte alta de la Sierra de las Cruces la mayoría se han secado. Solo en Atarasquillo han desaparecido todos los manantiales de la parte baja.

La sobreexplotación de los acuíferos en los valles de México y Toluca, la tala inmoderada de los bosques, las áreas destinadas a la agricultura y la alta erosión han disminuido la infiltración natural, y por ende, se ha incrementado el déficit en el balance hídrico. Asimismo, se ha visto afectado el entorno ambiental con la desaparición de cuerpos de agua, que en el pasado fueron el hábitat de especies endémicas, muchas de ellas desaparecidas. Es importante destacar que con la desaparición de los bosques han aumentado los arrastres de suelo, que disminuyen la capacidad de los cauces, lo que afecta las condiciones climáticas habituales en estas regiones.

Esta situación debe revertirse y para ello se ha implementado un programa de acciones, enmarcado por dos rubros:

a) Inducir la recarga natural de los acuíferos. Buscar incrementar la recarga natural mediante obras que intensifiquen o recuperen la capacidad de infiltración de agua de lluvia. Entre estas obras están: zanjas, trincheras, tinas ciegas, presas de gavión y reforestación, entre otras
b) Poner en práctica la recarga artificial de los acuíferos. El Gobierno del Estado de México, preocupado por mejorar el medio ambiente y detener la sobreexplotación de los acuíferos, se ha dado a la tarea de construir una planta piloto que recargue 20 L/s, es decir, unos 630 720 m^3/año

En México la experiencia actual es prácticamente a escala piloto. Aún no se han desarrollado

proyectos a gran escala. Tal es el caso del Estado de México, donde se cuenta con una planta piloto de tratamiento avanzado para la recarga del acuífero. La recarga de acuíferos está normada por las: NOM-014-CONAGUA 2003 y NOM-015-CONAGUA 2007.

En este sentido, se inicia la solución del problema con un proyecto de vanguardia, en un marco de aprovechamiento sustentable del recurso, para ayudar a la recarga de los cuerpos subterráneos, que a la vez servirán como base técnica y experimental para escalar proyectos a niveles más importantes. Con la finalidad de incrementar la recarga de agua al acuífero del Valle de Toluca, el Gobierno del Estado de México, a través de la Comisión del Agua del Estado de México, ha considerado conveniente dar inicio a los trabajos para la recarga artificial del acuífero con agua regenerada proveniente de la macroplanta de tratamiento de Toluca Norte, la cual es sometida a un tratamiento avanzado previo a ser inyectado al acuífero.

La planta de tratamiento de Toluca Norte se localiza aproximadamente a 10 km al oriente de la ciudad de Toluca, a la derecha del río Verdiguel. Fue puesta en operación en 1994 y atiende el casco urbano de la ciudad; tiene una capacidad inicial de 1 250 L/s. El proceso de tratamiento es combinado: filtros rociadores y lodos activados (Ilustración 5.49a y b), lo cual permite obtener efluentes de excelente calidad con bajos consumos de energía. Parte del agua es descargada al río Lerma y otra parte es enviada a pulimento para posteriormente ser utilizada para la recarga del acuífero.

El agua utilizada para la recarga proviene del efluente del tratamiento secundario de la planta de Toluca Norte (sin cloración); la alta eficiencia de remoción del tratamiento facilita la depuración, hasta los niveles requeridos, para la inyección al acuífero. Los valores promedio anual de los principales parámetros se presentan en la Tabla 5.19 (Korenfeld y Hernández , 2011). El esquema de tratamiento avanzado tiene como objetivo la remoción de los siguientes parámetros:

- Sólidos suspendidos
- Demanda bioquímica de oxígeno
- Demanda química de oxígeno
- Nitrógeno
- Fósforo
- Coliformes y patógenos

Para este fin, la planta cuenta con los siguientes procesos de tratamiento (Ilustración 5.50):

- Biofiltro
- Reactor biológico para denitrificación
- Sedimentación
- Denitrificación
- Filtración de arenas de lecho profundo
- Absorción en carbón activado
- Desinfección con luz ultravioleta

Biofiltro para nitrificación: La nitrificación con medio biológico fijo, proporciona eficiencias altas de remoción de nitrógeno y una estabilidad de operación (Ilustración 5.51a).

Reactor biológico para desnitrificación: el reactor de desnitrificación separada tendrá seguimiento en un tanque de aeración del mismo tamaño que el reactor de desnitrificación, lo que permitirá eliminar nitrógeno gas que se encuentren en el seno del líquido. Además, cualquier traza de metanol será oxidada en el tanque aerado.

Tabla 5.19 Valores promedio anual de los principales parámetros

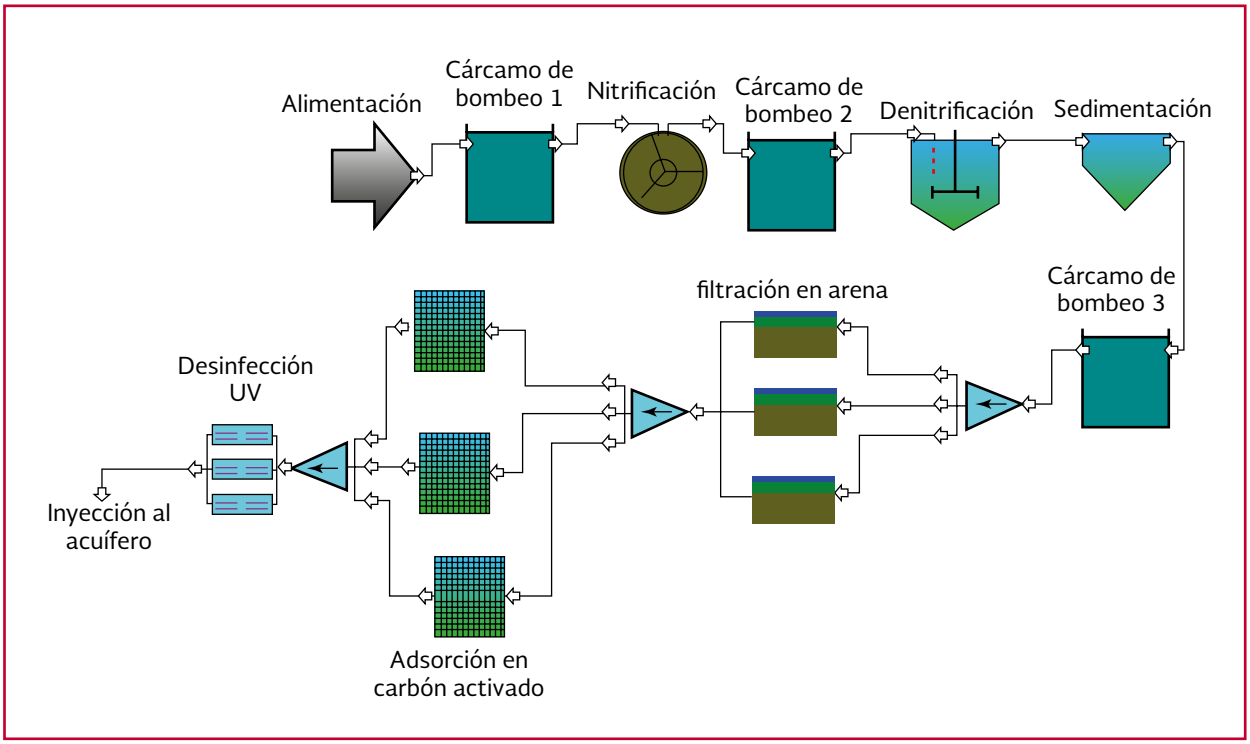
Parámetro	Concentración
DBO	7.69 mg/L
DQO	44.12 mg/L
SST	12 mg/L

Ilustración 5.49 a) Sistema de filtros rociadores, b) Lodos activados, c) Vista panorámica de la planta de tratamiento Toluca-Norte

a)

b)

Ilustración 5.50 Tratamiento avanzado de la planta Toluca Norte



Sedimentación: el sedimentador considera la concentración requerida de sólidos suspendidos en el licor mezclado en el reactor biológico de desnitrificación y la distribución de la biomasa entre el reactor y el sedimentador. Los requerimientos de biomasa en el biorreactor, así como las características de sedimentación de los lodos, determinan el área del sedimentador, la zona de clarificación, la zona de espesamiento, la zona de almacenamiento de lodos y la tasa de recirculación (Ilustración 5.51b).

Coagulación química: fomenta la remoción de SS, fósforo y turbiedad y cumple con el requerimiento de 2 mg/L de SST, 3 mg/L de fósforo, y 5 unidades de turbiedad en las aguas que se inyecten al acuífero.

Filtración en lecho profundo: tiene la función de remover SS, presentes en el efluente del sedimentador secundario, y garantizar que el filtro de carbón activado llegue a una concentración de SST menor a 5 mg/Litro. De esta manera, se asegura que la eficacia del filtro de carbón activado se dirija exclusivamente a la remoción de la materia orgánica refractaria (Ilustración 5.51c).

Absorción en carbón activado: su principal propósito es remover materia orgánica refractaria. El filtro de carbón activado proporciona una remoción de DQO de hasta 91 por ciento.

Desinfección con luz ultravioleta: elimina bacterias y virus (Ilustración 5.51d).

Utilizar el agua proveniente de actividades domésticas implica que el principal componente a remover (para su reutilización) sea la materia orgánica. En la Ilustración 5.52 se observa cómo este elemento es removido mediante el sistema biológico de manera eficiente, restando al tratamiento avanzado la eliminación de grandes

Ilustración 5.51 Tren de tratamiento avanzado: a) Filtro percolador; b) Cárcamo de bombeo 2, coagulación y sedimentador secundario; c) Filtros de arena y carbón activado; d) Desinfección UV

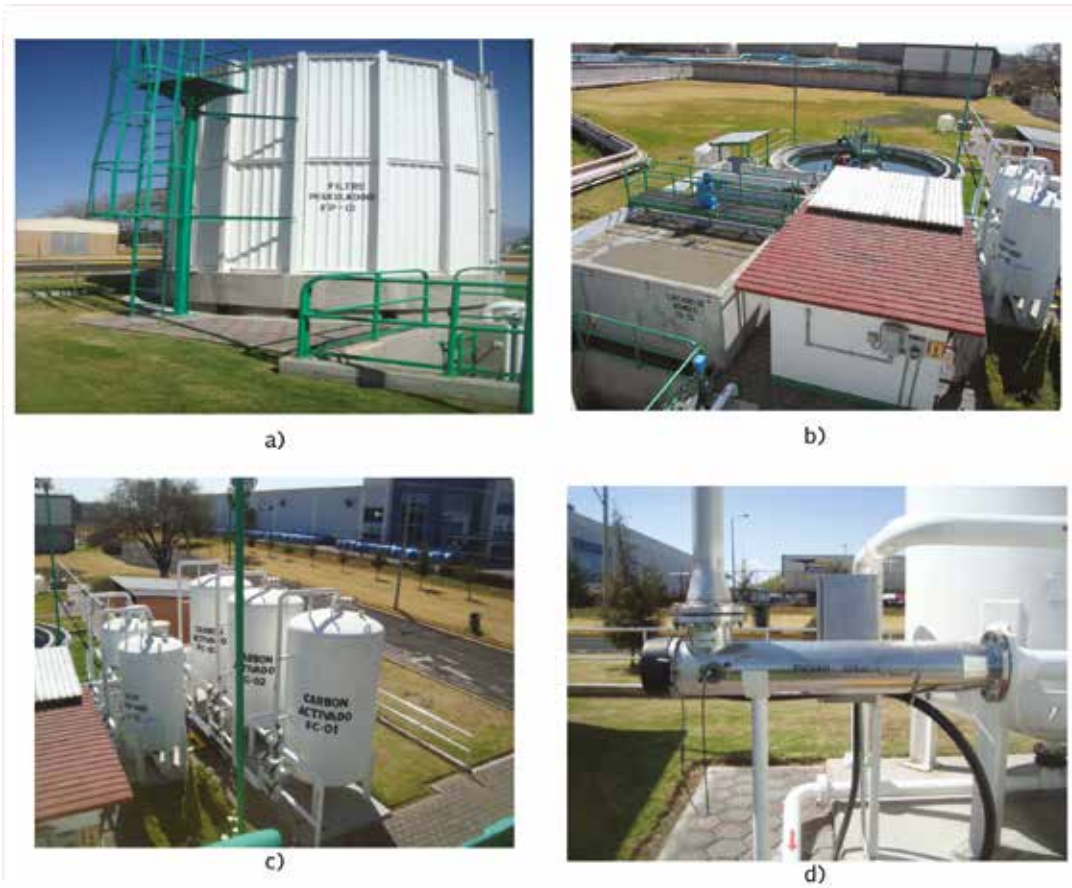
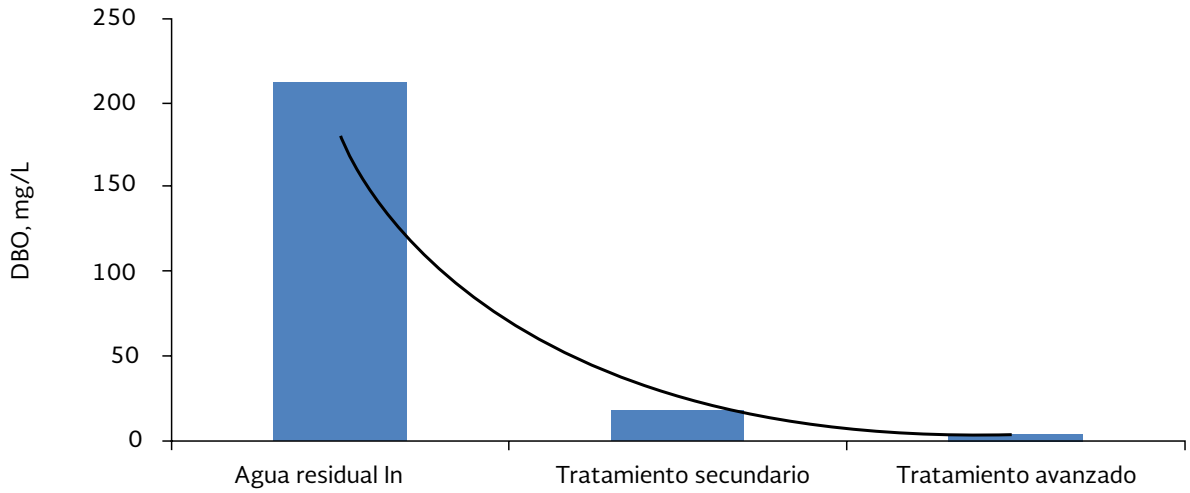


Ilustración 5.52 Remoción promedio anual de materia orgánica en la PTAR de Toluca Norte



concentraciones con el uso del carbón activado (Korenfeld y Hernández, 2011).

La inyección de agua al acuífero se realiza mediante un pozo perforado (Ilustración 5.53a). Para corroborar la calidad del agua, se implementó un monitoreo permanente del agua de recarga tanto en la entrada (inyección del agua) como en diferentes pozos ubicados de manera estratégica (Ilustración 5.53c). Los resultados de los principales parámetros obtenidos indican valores promedio de DBO y DQO total menor a 10 mg/L; se reportaron concentraciones de nitrógeno menores de 0.1 (de $N\text{-}NO_3$), 0.01 (de $N\text{-}NO_4$) y 0.3 mg/L (de $N\text{-}NH_4$). Metales como aluminio, arsénico, fierro, cromo y cobre no fueron detectados, y tampoco se observó la presencia de Salmonella, *E. coli* ni de contaminantes como los PCB y PHA.

La Comisión Nacional del Agua publicó en agosto de 2009 la NOM-014-CONAGUA-2003, en la que establece los requisitos para la recarga artificial de los acuíferos con agua residual tratada. De acuerdo con la revisión de las referencias existentes, en cuanto a normatividad para la calidad del agua de inyección, se decidió tomar el cumplimiento de la norma para agua potable con los parámetros que contempla. En los que no se tienen valores, se establecieron criterios de acuerdo con normas internacionales.

La utilización de agua regenerada para abastecer el Valle de Toluca ha permitido obtener una recarga con una calidad similar a los límites máximos permisibles para agua potable. La alta eficiencia de remoción del tratamiento secundario facilita la depuración, hasta los niveles requeridos, para la inyección directa al acuífero.

5.7.14. Recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada en San Luis Río Colorado, Sonora

La ciudad de San Luis Río Colorado, ubicada en el noroeste del estado de Sonora, frontera con el estado de Arizona, Estados Unidos, es una ciudad que sobrepasa los 200 000 habitantes. En 37 municipios de Sonora, el total, o al menos una fracción de las aguas residuales, recibe tratamiento; en los 35 restantes, solo cuentan con servicio de agua potable y alcantarillado. Esta depuración de carga contaminante se realiza en 48 plantas o sitios, en la mayoría (94 por ciento) de los cuales se realizan procesos de tipo primario, con los cuales se eliminan los sólidos en suspensión presentes en el agua residual. De los principales procesos físico-químicos incluidos en el tratamiento primario están la sedimentación, flotación, coagulación – floculación y filtración. En menor parte (6 por ciento) se realiza proceso secundario o convencional, como: filtros biológicos, lodos activados y sistema dual, principalmente.

Desde el año 2000, se han efectuado obras importantes de alcantarillado sanitario y de saneamiento, con el objeto de lograr aumentar la cobertura del servicio de drenaje y dar tratamiento a las aguas residuales generadas.

La planta de tratamiento recién construida, tipo lagunar, considerada como de tratamiento secundario (con dos trenes de tratamiento, cada uno de los cuales tiene una laguna anaerobia, una laguna facultativa y dos lagunas de maduración) tiene una capacidad de 375 L/s (Ilus-

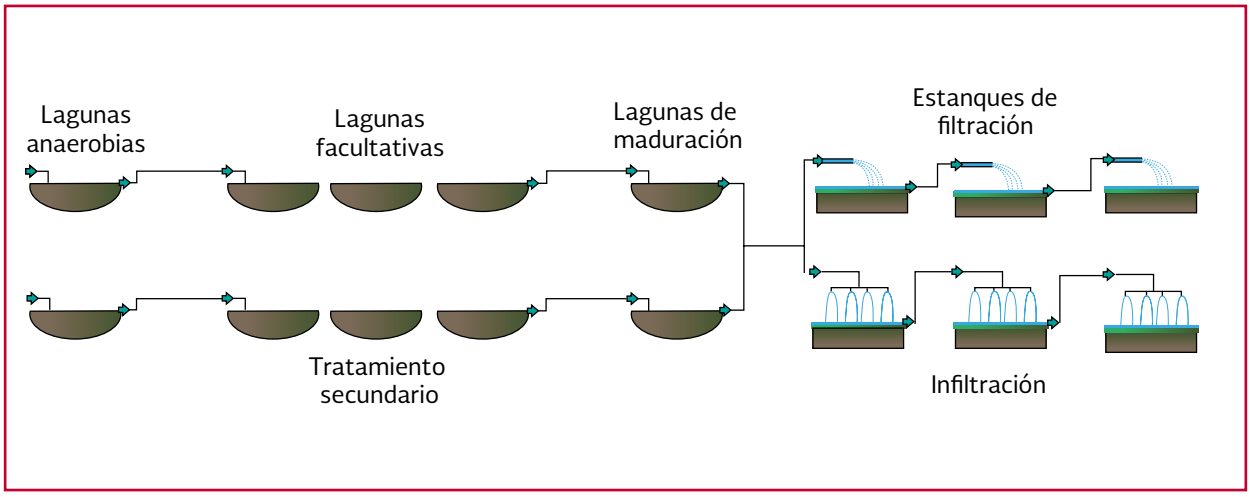
Ilustración 5.53 Recarga al acuífero del Valle de Toluca, a) Pozo de inyección; b) Efluentes de los diferentes procesos de tratamiento; c) Pozos de monitoreo

tración 5.54). Se localiza a 5.5 km al sur de la mancha urbana sobre el desierto de Altar, en el área de denominada Mesa Arenosa, del distrito de riego 014 Río Colorado.

El organismo operador (OOMAPAS), con base en los estándares de calidad esperados bajo este tratamiento (NOM-001-SEMARNAT-1996), buscó la comercialización de estas aguas para su utilización en la agricultura regional. A mediados de 2003, el organismo operador solicitó el apoyo técnico de la Comisión Nacional de Agua, para llevar a cabo un proyecto de infiltración de las aguas residuales que serían tratadas en la planta de tratamiento cuya construcción estaba por iniciar. A principios de 2004 y con el apoyo de la Subgerencia de Exploración y Monitores Geohidrológicos, dependiente de la Gerencia de Aguas Subterráneas de la Conagua, se inició un proyecto piloto que incluía todas las actividades que permitieran evaluar la capacidad de infiltración del sitio programado y la capacidad de atenuación y remoción de partículas contaminantes por parte de los substratos del suelo. Las principales actividades de campo fueron la valoración de las propiedades hidráulicas del acuífero en la zona del proyecto: conductividad hidráulica, transmisividad, porosidad y coeficiente de almacenamiento, incluyendo las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua subterránea nativa.

Con el objeto de conocer más rápidamente las características del subsuelo en su aspecto hidráulico, se utilizó agua potable, infiltrada a través de la pileta (Ilustración 5.55), y se tomaron

Ilustración 5.54 Ubicación de la planta de tratamiento de tipo lagunar, San Luis Río Colorado, Sonora



muestras de agua en los distintos pozos (el pozo de 8 m presentó un derrumbe, por lo que no se realizaron pruebas en él) de las que se obtuvieron los valores de los parámetros de las propiedades hidráulicas antes mencionadas.

Una vez conocidos estos valores, y ante la disponibilidad de agua tratada en la ciudad, se utilizó una mezcla de 50 por ciento de agua negra y 50 por ciento de agua potable, con el propósito de alcanzar una calidad semejante a un agua residual tratada. Posteriormente, se utilizó agua residual tratada proveniente de una pequeña planta de tratamiento del cuartel militar, con lo que se logró semejar más acertadamente el proceso de infiltración que se pretendía llevar a cabo con este proyecto.

Ilustración 5.55 Tanque piloto para la recarga del acuífero en pruebas preliminares

Los resultados arrojados por los análisis del agua infiltrada mostraron una importante reducción de los parámetros bacteriológicos, tales como coliformes totales y fecales, con reducciones de hasta 200 000 veces respecto de la concentración original y reducciones de algunos otros parámetros químicos, aun cuando el agua residual inicial utilizada presentó valores muy por encima de la NOM-001-SEMARNAT-1996. Los parámetros que se mostraron fuera de norma en el agua infiltrada, según la NOM-127-SSA1-1994 para uso y consumo humano, fueron sodio, cloruros y sólidos disueltos totales; sin embargo, esto se considera normal ya que el agua subterránea nativa en esta zona de estudio presenta contenidos de ellos en concentraciones similares.

Con los resultados del estudio piloto, con el que se demostró que la contaminación del acuífero es de bajo riesgo, el OOMAPAS elaboró el proyecto ejecutivo Recarga Artificial del Acuífero, el cual consiste en un arreglo de dos trenes de cuatro lagunas (Ilustración 5.56), alimentadas por un canal cen-

Ilustración 5.56 Lagunas de infiltración de San Luis Río Colorado, vista aérea del tren lagunar

tral y con dimensiones unitarias de 120x120 m y 1m de altura, para una carga hidráulica de infiltración de 0.3 m/dia. El volumen diario a infiltrar es de 29 800 m^3/dia, con ciclos de operación de un día de llenado y seis de secado.

Una vez construidas las lagunas se inició, el 7 de agosto de 2007, el proceso de infiltración. Para dar seguimiento a la calidad del agua una vez infiltrada y en contacto con el agua del acuífero (22 m al nivel freático), se construyeron cuatro pozos de observación de 15 y 25 m de profundidad, dos aguas arriba de las lagunas y dos aguas abajo, de acuerdo con la pendiente natural del terreno. Los resultados de laboratorio arrojan valores muy aceptables para dar cumplimiento a la norma para agua potable NOM-127-SSA1-1994.

5.7.15. Planta de tratamiento en Cloudcroft, Nuevo México

En Cloudcroft, pequeño pueblo de Nuevo México, la población local se comprometió a aplicar un plan de conservación integral del agua y un proyecto de reutilización potable indirecta con tecnología de membrana, como complemento a

una fuente de agua cruda del manantial y del pozo con efluentes de aguas residuales tratadas.

El sistema de tratamiento original fue construido en 1952 y consiste en un clarificador primario, un filtro percolador y un clarificador secundario, seguidos por una cámara de contacto con cloro para la desinfección. Las actualizaciones incluyen la adición de una rejilla, un desarenador y una pileta de compensación que se acomoda a los flujos fluctuantes. Además, el estado emplea un sistema de biorreactor con membrana de segunda generación (MBR) y un sistema de ósmosis inversa (OR) alimentado por gravedad para tratar los flujos de aguas residuales, que finalmente superan las normas de calidad de agua potable.

El efluente tratado es descargado en gran medida a un depósito, en lugar de ser enviado por bombeo a un cuerpo de agua (como un acuífero, río, lago o mar). Lo inusual que hace Cloudcroft es que este depósito sirve como una fuente para el sistema de tratamiento de agua potable de la ciudad.

En Cloudcroft el agua residual purificada constituye hasta 50 por ciento del suministro de agua potable. El efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales regeneradas (PTARR) se bombea al depósito, donde se mezcla con aguas de pozo y de manantial. El uso de un estanque artificial, y la mezcla con aguas de pozo y de manantial, clasifica el sistema de tratamiento de agua integrado en Cloudcroft como un sistema de reutilización potable indirecto planeado. Se consideró que una solución de membrana de barrera múltiple sería una buena elección, ya que se reconoce que las aguas residuales contienen agentes patógenos y otros contaminantes emergentes de preocupación (EPOC), incluyendo sustancias farmacéuticamente activas, disruptores endocrinos y productos de cuidado personal. Los elementos clave del sistema son las membranas MBR y RO. El proceso de tratamiento de agua también incluye un sistema de ultrafiltración (UF), para tratar las aguas del estanque, un método muy común para el tratamiento de las aguas superficiales.

El proyecto consiste en la conversión de la planta de tratamiento de aguas residuales original a un proceso MBR, diseñado para un caudal promedio de 100 000 g/día. El afluente de aguas residuales sin procesar entrará en el sistema y pasará a través de una rejilla de tambor giratorio de 1 mm, en las obras de captación existentes. El afluente filtrado fluirá por gravedad a la cuenca de ecualización, antes de ser bombeado a la cuenca anóxica. A partir de ahí, el flujo entra en el tanque de aeración para el tratamiento aerobio y, a continuación, entra a la cámara de cuatro membranas sumergidas. El sistema MBR de segunda generación va a producir un efluente de alta calidad con una turbidez típica menor de 0.2 NTU (o 1.0 mg/L SST).

El filtrado se desinfecta con cloraminas y se bombean 75 galones de agua a un tanque de almacenamiento nuevo en un sitio de la PTAR. Los sólidos y las partículas, incluyendo bacterias, son rechazados por la membrana y permanecen en el exterior, mientras el permeado se extrae a través de la membrana hacia el interior de las fibras. Y, a diferencia de las membranas de lámina plana que no apoyan el retrolavado, estos módulos resisten el ensuciamiento y mantienen el flujo mediante la introducción de una pequeña porción del filtrado a través de los poros de la fibra, desde dentro hacia fuera, en intervalos de tiempo. Las fibras

huecas proporcionan una mayor área de superficie de la membrana, y, por lo tanto, mayor capacidad de filtración dentro de la misma huella de módulo, en comparación con los diseños de lámina plana.

El MBR (Ilustración 5.57) es el primer paso en un enfoque de barrera física múltiple para la repurificación de agua regenerada. El permeado de alta calidad del MBR se bombeará cuesta arriba a un tanque de almacenamiento de 75 000 galones. A partir de ahí, se desviará un poco de agua para su uso no potable (por ejemplo, para regar el campo de golf y campos de atletismo de la escuela secundaria). Cada día, 100 000 galones fluirán cuesta abajo a unos 2.5 kilómetros de distancia hacia las instalaciones de tratamiento de aguas que albergan el sistema de ósmosis inversa. El sistema de ósmosis inversa es un solo tren, de tres etapas. Las membranas compuestas de una película delgada, baja presión y alto poder de rechazo se han utilizado con éxito en un gran número de aplicaciones de reutilización, y han demostrado ser eficaces en el rechazo de muchos contaminantes emergentes, mientras que el logro de la recuperación de agua es de aproximadamente 80 por ciento.

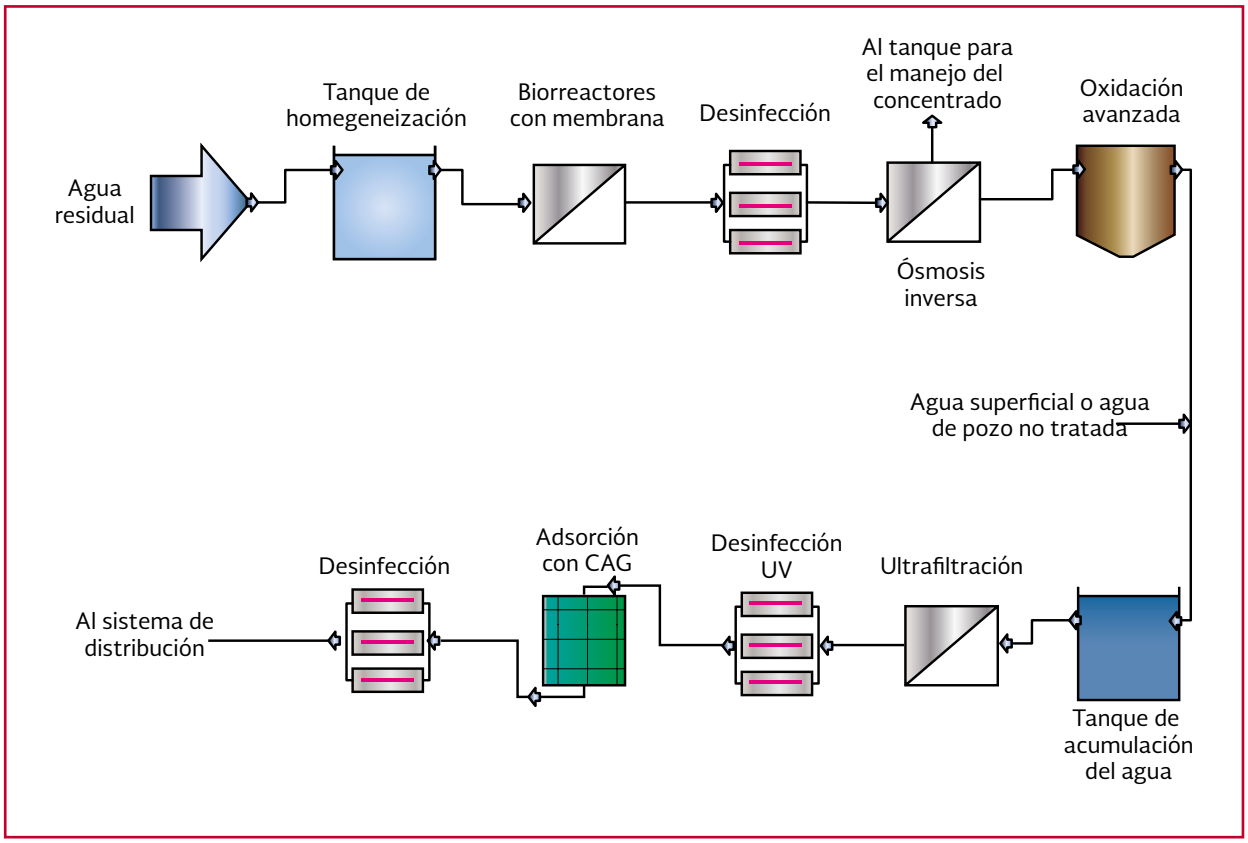
El sistema de ósmosis inversa producirá un promedio de 80 000 gal/dia de permeado, con STD de aproximadamente 50 mg/L de una calidad de la alimentación de alrededor de 1/000 mg/L de SDT. El permeado recibirá peróxido y desinfección UV. Desde allí, el agua del depósito fluirá a otro depósito de 750 000 galones para mezclarse con las aguas subterráneas y de manantial. Una parte se utilizará para la recarga de los acuíferos durante la demanda baja de agua. El concentrado de la ósmosis inversa se desviará a un depósito de 250 000 litros, junto con el agua de retrolavado de UF. Esto se va a utilizar para el control de polvo del camino, la construcción, la fabricación de nieve para la estación de esquí, las operaciones de minería (de grava), contra la lucha de incendios forestales y otros fines benéficos.

La etapa final de tratamiento integrado es la ultrafiltración del agua del depósito que contiene el permeado de OI, agua de pozo y de manantial. Su objetivo es eliminar todos los detalles que todavía puedan encontrarse en el agua, incluyendo las bacterias. Cada día, alrededor de 180 000 litros de agua mezclada serán tratados a través del sistema de UF. El permeado se filtrará por carbón activado granular antes de la desinfección con hipoclorito de sodio. Al sistema de distribución de agua entrará después agua desinfectada.

5.7.16. Planta de Tratamiento de Korba, Túnez

En Túnez, la agricultura, en general, la actividad de mayor consumo de agua, utiliza 80 por ciento del agua potable. El agua subterránea de la región representa una fuente importante del agua disponible; sin embargo, esta es actualmente sobreexplotada, a tal grado que excede en 103 por ciento su recarga natural. El uso de diferentes tipos de fertilizantes ha provocado un daño adicional en el agua subterránea, tanto de manera cualitativa como cuantitativa. Ello ha causado un decaimiento en los niveles piezométricos, ha provocado intrusión salina con concentraciones mayores a los 8.5 g/L y un incremento en las concentraciones de algunos contaminantes, como nitratos (81-332 mg/L) y bacterias.

Ilustración 5.57 Tren de tratamiento de Cloudcroft, Nuevo México



La situación se agrava cuando a la problemática de la mala calidad del agua subterránea se le agrega la escasez de agua, como ocurre en muchas regiones del Mediterráneo. Túnez se encuentra en una región árida y semiárida, condiciones climáticas que imperan desde la orilla sur del Mar Mediterráneo, y razón por la cual este país busca recursos hídricos alternativos, a fin de satisfacer las necesidades de agua, especialmente para el uso agrícola.

En Túnez, desde hace ya unas décadas, se ha implementado la reutilización de aguas residuales tratadas, en riego de espacios verdes y campos de golf. Sin embargo, con el paso del tiempo decidieron utilizar el agua residual tratada en la recarga de acuíferos. Korba es una región costera de Túnez, en el nororiente de África. Tiene una población aproximada de 100 000 habitantes. Geológicamente, es una región Plioceno cuaternario, compuesta principalmente por areniscas, conglomerados y arcillas. Su mayor actividad económica es la agricultura, con algunas agroindustrias, industria textil y el turismo.

Korba se encuentra en una zona de precipitaciones moderadas, con un promedio anual de entre 450 y 500 mm/año. Con el fin de responder a la cada vez mayor demanda de agua en esta región, el acuífero ha sido altamente explotado desde los años 70. En el acuífero de la costa oriental se observó una reducción del nivel piezométrico y un alarmante aumento de la salinidad debido a la gran explotación local.

Para la recarga del acuífero se utiliza agua regenerada de la planta de tratamiento de la ciudad de Korba, la cual está cerca de las cuencas de infil-

tración que operan desde julio del 2000. La planta de tratamiento (Ilustración 5.58) cuenta con:

- Canales de oxidación
- Clarificadores
- Combinación de lagunas

La planta de tratamiento tiene una capacidad de 7 500 m^3/d de aguas residuales y recibe aproximadamente 5 000 m^3 cada día, de la cual proporciona 1 500 m^3/d para el sitio de recarga.

La recarga del acuífero se realiza mediante el uso de cuencas de infiltración, lo cual consiste en la percolación vertical lenta del agua en el suelo a través de la zona no saturada y saturada del acuífero. Las características de recarga son:

- Capacidad del colector (PTAR) 300 m^3
- Capacidad de infiltración 0.5 m/d
- Tres cuencas de infiltración, cada una con capacidad de 1500 m^3/d
- Estimación de la recarga anual de 0.5 millones de m^3/año

Con el paso de los años se ha podido observar que la calidad de las aguas subterráneas antes y después de tres años de recarga (2008 y 2011, por ejemplo) presenta una mejora, como en la salinidad, que presentó valores de 1.5 g/Litro. Esto debido a que las cuencas funcionan como una barrera hidráulica para mitigar el problema de la intrusión salina y delimitar su extensión geográfica. Esta evolución pone de manifiesto las ventajas de la recarga de acuíferos con agua residual regenerada, además de que esta no se limita solo a la intrusión de sal; también es útil para generar un recurso de agua no convencional y evitar impactos residuales relacionados con el rechazo (Cherif, 2012).

Ilustración 5.58 Planta de tratamiento de la cuidad de Korba, Túnez

5.7.17. Planta de tratamiento en Singapur

Singapur es una pequeña isla, con una población aproximada de 4.5 millones de personas. Tiene una precipitación anual de 2.4 mm y un consumo de agua de 1.36 millones m^3, de los cuales más de 50 por ciento es utilizado por la industria, el resto es para el comercio y el uso doméstico. Para lograr un abastecimiento de agua en Singapur se cuenta con cuatro fuentes:

- Importada de Malasia
- Captación local
- NEWater (agua regenerada)
- Agua desalinizada

NEWater es agua regenerada de alta calidad, que cumple con estándares para agua potable. NEWater es una estrategia para el abastecimiento de agua para consumo, aprovechando el efecto multiplicador de la reutilización del agua. Esta agua es reutilizada en usos no potables directos, como los procesos de fabricación de obleas y otros procesos industriales. Entre los usos potables indirectos, está la recarga por inyección directa en los embalses superficiales para posteriormente ser potable.

Para garantizar la seguridad de ambos tipos de agua, NEWater adoptó un enfoque de multi barrera, el cual comienza desde la fuente y se extiende a los hogares en diversas etapas o barreras (Ilustración 5.59):

Barrera 1. Fuente de control

En las industrias se asegurará que el agua residual recibida por las PTRA será tratada por completo y ofrecerán un efluente secundario de buena calidad como agua de alimentación para la producción en NEWater. Esto se logra cumpliendo reglamentos y legislaciones que controlan el uso y la eliminación de sustancias peligrosas, además de aplicar un continuo monitoreo de algunas sustancias como el COT.

Barrera 2. Más de 85 por ciento proviene de fuentes domésticas

Se cuenta con cuatro plantas NEWater en funcionamiento, con una capacidad total de diseño de 240 000 m^3 al día, de la cual más de 85 por ciento son aguas residuales domésticas. En esta etapa se realiza un monitoreo de parámetros analizados, que incluyen procesos físicos, inorgánicos, orgánicos, microbiológicos y rastreo de contaminantes.

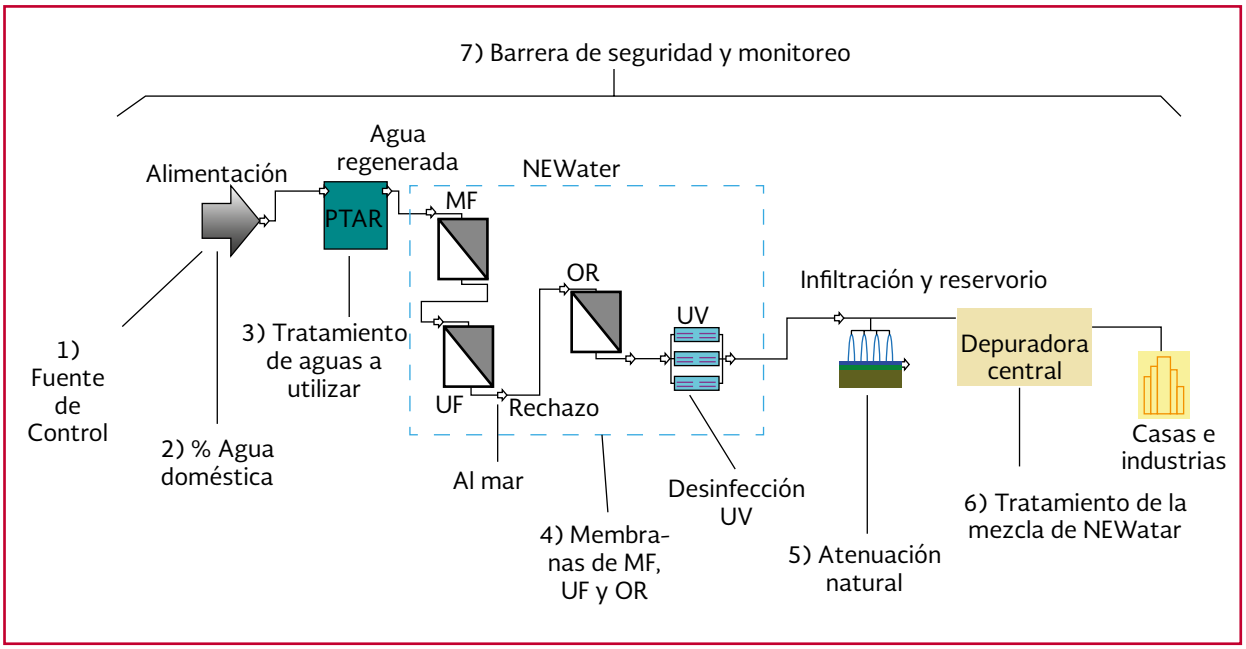
Barrera 3. Tratamiento secundario de aguas residuales

Este tratamiento es un sistema que proporciona un efluente de buena calidad. Incluye controlar el ensuciamiento orgánico de las membranas, control que se traduce en más tiempo de lavado y limpieza química por intervalos para que la vida de la membrana sea más larga.

Barrera 4. Proceso de microfiltración y ósmosis inversa

El proceso de membranas brinda una buena remoción del COT, hasta llegar a concentraciones de 820 a 20 μg/Litro. Para mejorar aún más la producción y garantizar la calidad del agua, se cuenta con la capacidad de regenerar el permeado del sistema de ósmosis inversa. Se cuenta con un mo-

Ilustración 5.59 Tren de tratamiento de multibarreras en Singapur



nitoreo continuo por algún cambio abrupto en los resultados.

Barrera 5. Atenuación natural de la superficie de los reservorios

A pesar de que se cuenta con estándares para agua potable, el agua es descargada en la superficie de los reservorios y mezclada con agua de lluvia, antes del tratamiento.

La superficie de los reservorios o embalses proporcionan un buffer natural en su volumen de almacenamiento, además de proporcionar micronutrientes para la salud (calcio y magnesio). El reservorio depósito también permite que algunos contaminantes sean removidos a través de foto o biotransformación. Además, la radiación UV también genera la inactivación bacteriana y viral.

Barrera 6. Tratamiento convencional

La mezcla de agua de NEWater y la del reservorio es tratada con procesos de coagulación, floculación, filtros de arena y desinfección, para posteriormente ser enviada a los hogares de la población como agua potable.

Barrera 7 de seguridad

Se realiza el control de toda el agua obtenida por NEWater monitoreando más de 290 parámetros, incluidos contaminantes emergentes que están listados en la USEPA como prioritarios.

Tanto el agua utilizada para la recarga artificial como el agua utilizada por la población en usos de contacto no directo cumplen con las normas de calidad de la región.

6

Estimación de costos de diferentes trenes de tratamiento del agua residual para su uso en recarga

Para demostrar la factibilidad de obtener agua regenerada de buena calidad para su reutilización en servicios al público o recarga de acuíferos a partir de aguas residuales, utilizando tecnología de tratamiento disponible en el país, se presenta los resultados obtenidos en una planta piloto de tratamiento avanzado, en la cual se realizó la simulación física de diferentes trenes de tratamiento (Mijaylova, 2002).

La planta piloto incluía 12 procesos unitarios y permitía la simulación de diferentes trenes de tratamiento mediante interconexiones flexibles entre los módulos. Se experimentaron sistemas de tratamiento que incluían tanto los procesos biológicos convencionales (lodos activados, filtro percolador y biodisco), como los biológicos avanzados, con remoción simultánea de carbono y nitrógeno. Los procesos fisicoquímicos avanzados incluían filtración, adsorción, desmineralización y al final de cada tren se aplicaba desinfección.

Se probaron en forma paralela tres alternativas de la desmineralización: el intercambio iónico, la ósmosis inversa y la electrodiálisis. Adicionalmente, se evaluó el tren coagulación-floculación-sedimentación de aguas residuales crudas (primario avanzado), combinado con una posterior filtración y desinfección, con el propósito de determinar su capacidad de obtener agua residual tratada para reúso urbano.

Como agua residual modelo se utilizó el agua residual de la ciudad de Cuernavaca, Morelos, la cual se transportaba en pipas desde la caja de recepción de la planta de tratamiento de aguas residuales hasta la planta piloto. Para empezar, se desarrollaron los procesos biológicos antes mencionados (Ilustración 6.1). Después, cada uno de los efluentes se conectaba a los trenes de tratamiento avanzado (Ilustración 6.2a y b; Ilustración 6.3).

Una vez estabilizado el proceso de tratamiento de cada tren, se procedía al muestreo de los efluentes. El período de la evaluación final duraba no menos de dos semanas. Los muestreos se realizaron para caracterizar el agua afluente y efluente de cada proceso. La evaluación de los procesos unitarios se realizó mediante análisis físico-químicos y microbiológicos. Los parámetros y la frecuencia del muestreo se definieron de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 y NOM-003-SEMARNAT-1997, así como de acuerdo con los requerimientos establecidos en la norma referente a la calidad del agua potable (NOM-127-SSA1-1994).

Ilustración 6.1 Los tres procesos biológicos: lodos activados, filtro percolador y biodiscos

Ilustración 6.2 Trenes de tratamiento: a) Filtración y adsorción conectados en serie para el tratamiento del efluente secundario; b) Módulo para el estudio del tratamiento primario avanzado

Ilustración 6.3 Instalación experimental para desmineralización: ósmosis inversa, electrodiálisis e intercambio iónico

Al final del estudio, utilizando el software Capdet Works de Hydromantis Inc. para diseño de plantas, se estimaron los costos de las diferentes opciones de tratamiento, considerando tres caudales de diseño (300, 750 y 1 000 L/s) y tres niveles de contaminación del agua residual (baja, media y alta). Los valores de los parámetros de la calidad del agua residual utilizados en las corridas en el programa Capdet Works se presentan en la Tabla 6.1. El costo unitario del agua tratada se calculó dividiendo la suma del costo de la operación y mantenimiento, y de la amortización entre el volumen anual del agua tratada. La amortización fue calculada considerando una tasa de amortización de 0.12 y un período de recuperación de 20 años.

Los trenes cuyos costos fueron determinados determinados con el software Capdet Works son:

a) Pretratamiento + Tratamiento primario + Lodos activados (LA) + Desinfección (D)
   Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: LA+D Carga Débil, LA+D Carga Media y LA+D Carga Fuerte
b) Pretratamiento + Tratamiento primario + Filtro percolador (BF) + Desinfección
   Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: BF+D Carga Débil, BF+D Carga Media y BF+D Carga Fuerte
c) Pretratamiento + Tratamiento primario + Biodiscos (BD) + Desinfección
   Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: BD+D Carga Débil, BD+D Carga Media y BD+D Carga Fuerte
d) Pretratamiento + Tratamiento primario + Lodos activados con desnitrificación (LAD) + Desinfección
   Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: LAD+D Carga Débil, LAD+D Carga Media y LAD+D Carga Fuerte

Tabla 6.1 Valores de los parámetros de calidad del agua residual utilizados en las corridas en el programa Capdet Works

Parámetro	Unidad	Clasificación de la calidad del agua		
		Carga baja	Carga mediana	Carga fuerte
Sólidos suspendidos	mg/L		220	350
Sólidos volátiles	%	80	75	75
DBO	mg/L	110	220	400
DBO soluble	mg/L	88	165	300
DQO	mg/L	250	500	1000
DQO soluble	mg/L	175	350	700
NTK	mgN/L	20	40	85
Fósforo total	mgP/L	4	8	15
Amoniaco	mgN/L	12	25	50
pH		7.6	7.6	7.6
Cationes	mg/L	75	160	265
Aniones	mg/L	75	160	265
Sólidos sedimentables	mL/L	5	10	20
Grasas y aceites	mg/L	50	100	150
Nitritos	mgN/L	0	0	0
Nitratos	mgN/L	0	0	0
Fracción no degradable de SSV	%	20	20	20
Temperatura en verano	° C	23	23	23
Temperatura en invierno	° C	10	10	10

e) Pretratamiento + Tratamiento primario + Filtro percolador con desnitrificación (BFD) + Desinfección
Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: BFD+D Carga Débil, BFD+D Carga Media y BFD+D Carga Fuerte

f) Pretratamiento + Tratamiento primario + Lodos activados + Filtración (F) + Adsorción (A) + Intercambio iónico (II)+ Desinfección
Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: LA+-F+A+II+D Carga Débil, LA++F+A+II+D Carga Media y LA++F+A+II+D Carga Fuerte

g) Pretratamiento + Tratamiento primario + Filtro percolador + Filtración + Adsorción + Intercambio iónico + Desinfección
Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: BF+F+A+II+D Carga Débil, BF+F+A+II+D Carga Media y BF+F+A+II+D Carga Fuerte

h) Pretratamiento + Tratamiento primario + Biodiscos + Filtración + Adsorción + Intercambio iónico + Desinfección
Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: BD+F+A+II+D Carga Débil, BD+F+A+II+D Carga Media y BD+F+A+II+D Carga Fuerte

i) Pretratamiento + Tratamiento primario + Lodos activados con desnitrificación + Filtración + Adsorción + Intercambio iónico + Desinfección

Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: LAD+-F+A+II+D Carga Débil, LAD+F+A+II+D Carga Media y LAD++F+A+II+D Carga Fuerte

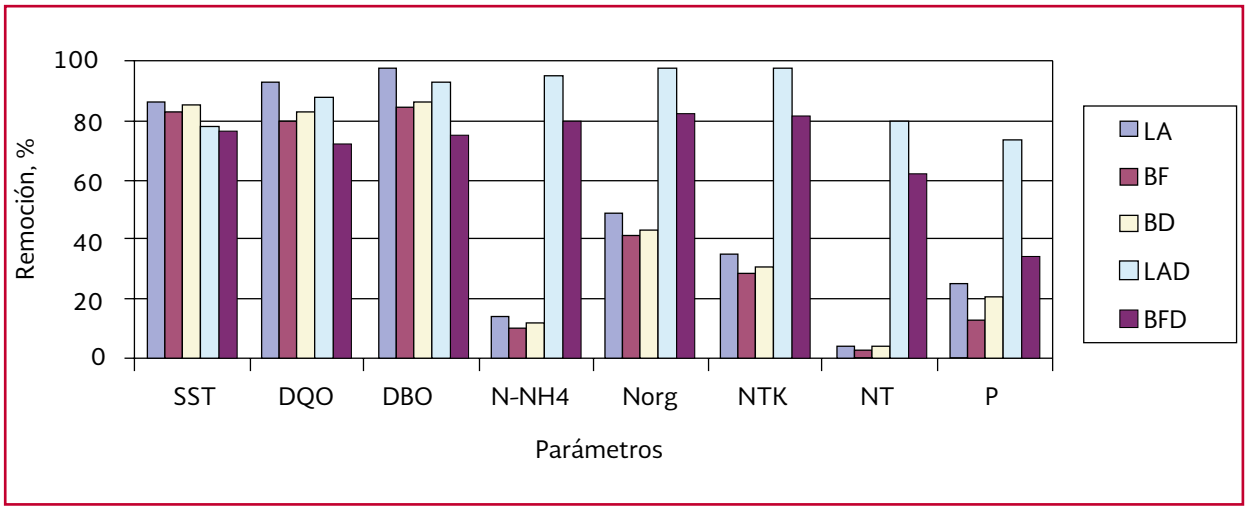
j) Pretratamiento + Tratamiento primario + Filtro percolador con desnitrificación + Filtración + Adsorción + Intercambio iónico + Desinfección

Con concentraciones de carga débil, media y fuerte de contaminantes, que se denominan de la siguiente forma: BFD+-F+A+II+D Carga Débil, BFD+F+A+II+D Carga Media y BFD+F+A+II+D Carga Fuerte

A continuación se presentan los principales resultados de las evaluaciones de los diferentes trenes de tratamiento de las aguas residuales realizadas en la planta piloto. La remoción de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, obtenida con la aplicación de los procesos biológicos convencionales (lodos activados, biofiltros y biodiscos), así como con los biológico-avanzados (lodos activados con desnitrificación y biofiltro con desnitrificación), se presenta en la Ilustración 6.4. Se observa que los tres sistemas convencionales permitieron obtener remociones de materia orgánica mayores de 80 por ciento. Los mejores resultados se obtuvieron con el sistema de lodos activados; las remociones promedio de DQO y DBO fueron de 93 y 98 por ciento, respectivamente.

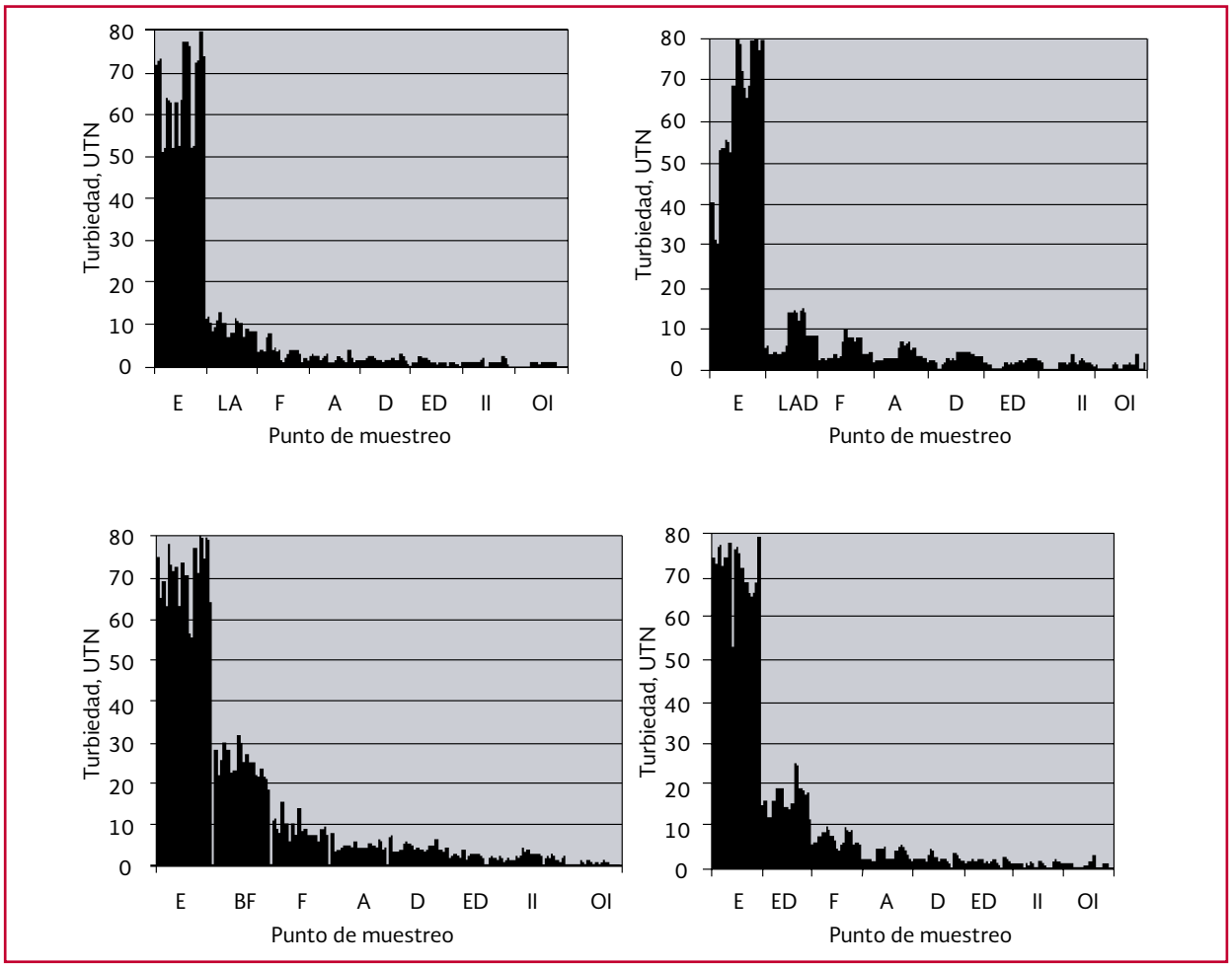
La remoción de nitrógeno total en los sistemas convencionales fue baja debido a la transformación del nitrógeno orgánico y amoniacal a nitratos, mientras que en los sistemas con desnitrificación las remociones fueron casi veinte veces mayores. El sistema lodos activados con desnitrificación permitió lograr, en promedio, 97 por ciento de remoción de NTK y 80 por ciento de NT, con una remoción de la DQO de 88 por ciento y de la DBO de 92 por ciento. Las remociones de nitrógeno obtenidas en el biofiltro con desnitrificación fueron 18 por ciento menores.

Ilustración 6.4 Remoción promedio de sólidos suspendidos, materia orgánica, nitrógeno y fósforo obtenida con los sistemas de tratamiento biológico (LA-lodos activados, BF-biofiltro (percolador, empaque plástico), BD-biodiscos, LAD-lodos activados con desnitrificación, BFD-biofiltro con desnitrificación)



La filtración aplicada a los efluentes secundarios presentó eficiencias de remoción de SST y turbiedad de 70-82 por ciento, y se obtuvo una remoción de DQO, DBO y N-NH_4 de 30-40 por ciento. Los límites de la NOM-003-SEMARNAT-1997 para reúso urbano con contacto directo se alcanzaron completamente después de la filtración en todos los trenes con procesos biológicos. En la Ilustración 6.5 se muestra la reducción del parámetro turbiedad en los trenes de tratamiento que incluían tratamiento biológico. Se observa que después de los procesos de desmineralización, todos los efluentes presentan valores menores que el límite normativo para agua potable (5 UTN).

Ilustración 6.5 Reducción de la turbiedad del agua obtenida en los trenes de tratamiento con procesos biológicos: E-entrada al reactor biológico, LA-efluente del sistema de lodos activados, BF-efluente del bio-filtro convencional, BD-efluente del sistema de biodiscos, LAD-efluente del sistema lodos activados con desnitrificación, F-efluente del módulo de filtración, A-efluente del módulo de adsorción, D-efluente de la desinfección, ED-efluente del módulo de electrodiálisis, II-efluente del módulo de intercambio iónico, OI-efluente de la ósmosis inversa



En la Tabla 6.2 se presentan los resultados de los análisis de los efluentes finales de ocho trenes basados en procesos biológicos más avanzados. Los resultados obtenidos en el resto de los trenes con procesos biológicos fueron similares. Se observa que los valores de todos los parámetros son menores que los límites de la norma NOM-127-SSA1-1994, así como de los límites establecidos como normativos para agua potable en Estados Unidos de América. Estos re-

sultados demuestran la factibilidad técnica de obtener agua regenerada de alta calidad a partir del agua residual municipal mediante una combinación adecuada de procesos biológicos y avanzados disponibles en el país. El agua recuperada, con calidad de agua potable, puede ser utilizada para recarga de acuíferos mediante inyección directa. Esta agua cumple también con los criterios de calidad para la mayoría de los usos industriales.

Tabla 6.2 Calidad de los efluentes finales de diferentes trenes de tratamiento versus los estándares para agua potable

Parámetros	Unidades	NOM-127-SSA1-1994	Norma EUA	Trenes de tratamiento							
				1	2	3	4	5	6	7	8
Coliformes totales	NMP/100mL	N.D.*	1**	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Coliformes fecales	NMP/100mL	N.D.*	-	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Color	UC PtCo	20	15	14	7	0.5	2	4	1	<1	4
Turbiedad	UTN	5	1**	4	0.1	2	0.6	1	2	0.5	1
Aluminio	mg/L	0.2	0.1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Arsénico	mg/L	0.025	0.05	0.008	0.005	0.006	N.D.	0.008	N.D.	0.010	N.D.
Bario	mg/L	0.7	1.0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cadmio	mg/L	0.005	0.01	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cianuros	mg/L	0.07	0.05	0.005	N.D.	0.003	N.D.	0.009	0.003	0.005	N.D.
Cloro residual	mg/L	0.2-1.5	1.0	1.2	0.8	1.1	1.0	1.2	1.5	1.0	1.4
Cloruros	mg/L	250	230	110	11	18	12	13	12	14	15
Cobre	mg/L	2.0	1.0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cromo total	mg/L	0.05	0.05	0.05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Dureza total (como $CaCO_3$)	mg/L	500	300	142	7	9	5	5	8	3	9
Fenoles	mg/L	0.001	0.001	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Fierro	mg/L	0.30	0.30	0.25	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	0.06	N.D.
Fluoruros	mg/L	1.50	2.00	0.7	0.2	0.2	N.D.	0.2	N.D.	0.2	N.D.
Manganeso	mg/L	0.15	0.05	0.06	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	0.04	N.D.	N.D.
Mercurio	mg/L	0.001	0.002	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Nitratos (como N)	mg/L	10.0	10.0	21.10	0.10	0.18	0.24	0.85	1.20	0.90	1.12
Nitritos (como N)	mg/L	1.00	0.10	0.52	0.10	0.05	0.01	0.05	0.13	0.10	0.21
Nitrógeno amoniacal (como N)	mg/L	0.50	0.50	0.45	0.31	0.21	N.D.	0.46	N.D.	0.42	0.12
pH		6.5-8.5	6.8-7.3	7.2	6.9	7.3	7.3	6.9	7.1	6.9	7.3
Plomo	mg/L	0.01	0.05	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Sodio	mg/L	200	200	86	N.D.	35	N.D.	N.D.	56	N.D.	88
SDT	mg/L	1,000	250	245	15	42	15	19	63	17	53
Sulfatos (como SO_4^{2-})	mg/L	400	-	112	3	15	2	6	18	2	10
SAAM	mg/L	0.50	0.5	0.36	N.D.	0.19	0.15	0.41	N.D.	0.221	N.D.
Zinc	mg/L	5.00	5.0	N.D.	N.D.	N.D.	0.13	N.D.	0.12	N.D.	N.D.
Trihalometanos totales	mg/L	0.20	0.15	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Benceno	µg/L	10	5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Etilbenceno	µg/L	300	100	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Tolueno	µg/L	700	200	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Xileno	µg/L	500	100	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Aldrín y dieldrín	µg/L	0.03	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

Tabla 6.2 Calidad de los efluentes finales de diferentes trenes de tratamiento versus los estándares para agua potable (continuación)

Parámetros	Unidades	NOM-127-SSA1-1994	Norma EUA	Trenes de tratamiento							
				1	2	3	4	5	6	7	8
Clordano	µg/L	0.20	0.40	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
DDT	µg/L	1.00	-	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Gamma-HCH	µg/L	2.00	1.50	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Hexaclorbenceno	µg/L	1.00	1.00	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Heptacloro y epóxido de heptacloro	µg/L	0.03	0.02	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Metoxicloro	µg/L	20.00	100	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2.4-D	µg/L	30.00	100	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
DQO	mg/L	-	10-30	6	4	20	6	7	12	4	15

Notas: * en una muestra simple; ** como promedio mensua; N.D no detectado

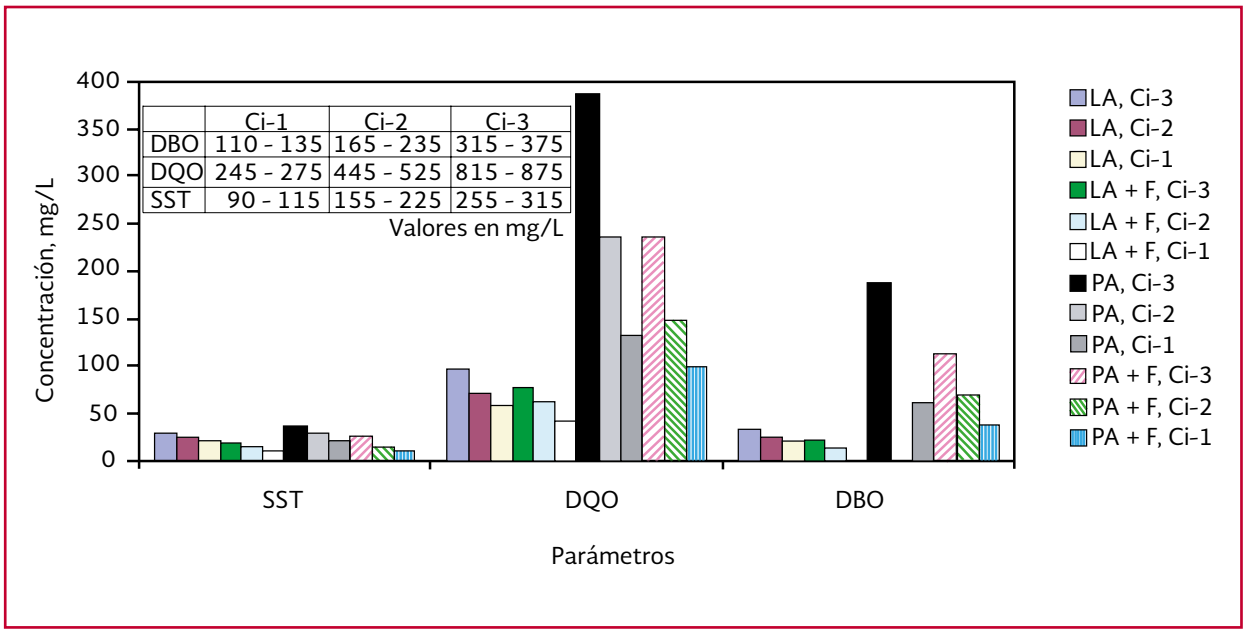
Trenes: 1- LA+F+A+D; 2 - LA+F+A+OI+D; 3 - LA+F+A+II+D; 4 - LA+F+A+E+D; 5 - BF+F+A+E; 6 - BF+F+A+II+D; 7 - BD+F+A+OI+D; 8- BD+F+A+II+D.

El sistema de tratamiento constituido por coagulación-floculación-sedimentación (tratamiento primario auxiliado químicamente) seguido por el proceso de filtración, se evaluó utilizando como coagulante el policloruro de aluminio, el cual fue seleccionado como el mejor en las pruebas preliminares. En la Ilustración 6.6 se presenta una comparación de la efectividad de este tren y la del sistema de lodos activados, así como de sus combinaciones con una filtración. Como se puede observar, el efecto de la concentración inicial de la materia orgánica sobre los valores de DQO y DBO del efluente es muy marcado cuando se aplica el tren coagulación-floculación-sedimentación y su combinación con filtración. El principal problema de cumplir con la NOM-003-SEMARNAT-1997 con el tratamiento primario auxiliado químicamente es el alto contenido de materia orgánica que queda en los efluentes. Cuando la DBO del agua residual es mayor de 160 mg/L, obtener valores de DBO de 20-30 mg/L es difícil aun después de una filtración adicional. La cloración de estos efluentes requiere de altas dosis del reactivo químico para cubrir la demanda de oxidación de la materia orgánica y lograr el efecto desinfectante.

De la Tabla 6.3 a la Tabla 6.5 se presentan los costos de las diferentes opciones de tratamiento de aguas residuales seleccionadas para su evaluación económica mediante el software *Capdet Works®* para los caudales de 300, 750 y 1 000 L/segundo. Los costos de operación incluyen los costos de personal, materiales, reactivos químicos y de energía.

Dependiendo de las características de las aguas residuales y del caudal, el costo unitario del tratamiento convencional del agua para el intervalo entre 300 y 1 000 L/s varía entre 2.0 y 5.7 pesos por metro cúbico, y el costo del tratamiento avanzado necesario para obtener agua apta para recarga de acuíferos a partir de los efluentes secundarios entre 4.8 y 6.3 pesos por metro cúbico. En la IIlustración 6.7 se muestra el costo unitario del tratamiento de las aguas residuales mediante el sistema convencional de lodos activados (incluyendo la desinfección) y del tratamiento avanzado del efluente secundario

Ilustración 6.6 Comparación de las concentraciones de SST y de los valores de DQO y DBO en los efluentes de los diferentes sistemas de tratamiento (resultados correspondientes a tres intervalos de concentraciones iniciales de las aguas residuales, Ci-1, Ci-2 y Ci-3, contenido de contaminantes bajo, mediano y alto, respectivamente)



mediante la secuencia de los procesos filtración, adsorción e intercambio iónico. El sistema convencional de lodos activados puede tener costos unitarios de entre 2.2 y 5.6 pesos por metro cúbico. En el intervalo entre 300 y 1 000 L/s, el efecto de la concentración de los contaminantes en el agua residual es muy fuerte, de concentración baja a alta, el costo aumenta 1.6 a 2.2 veces. El costo unitario del sistema de lodos activados y desinfección para el caudal de 300 L/s es 12 - 59 por ciento mayor comparado con los costos unitarios para los caudales de 750 y 1 000 L/segundo. En el caso del tratamiento avanzado, debido a que éste se aplica a efluentes con características similares, la variación del costo unitario depende sobre todo del caudal tratado, desde 4.9 hasta 6.3 pesos/metros cúbicos. El costo unitario del tratamiento avanzado para el caudal de 300 L/s es 16-23 por ciento mayor comparado con los costos unitarios para los caudales de 750 y 1 000 L/segundo.

El costo del agua de primer uso en México varía entre 1.43 hasta 5.39 pesos por m^3 para zonas con alta disponibilidad del agua y entre 7.2 hasta 18.3 Pesos por m^3 para zonas con disponibilidad intermedia a baja (Conagua, 2010). Se puede observar que el costo del agua en zonas con disponibilidad intermedia a baja es mayor del costo unitario del tratamiento avanzado necesario para obtener agua regenerada de alta calidad a partir de los efluentes secundarios de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Considerando los costos actuales de agua de primer uso, la implementación de sistemas de recuperación del agua para recarga de acuíferos es costo efectivo sobre todo en zonas con disponibilidad de agua relativamente baja y en zonas con un déficit de agua extremo.

Tabla 6.3 Costo de los trenes de tratamiento para un caudal de 300 L/s y las tres cargas del agua

Tren de tratamiento	Inversión	Personal	Materiales	Químicos	Energía	Operación	Mantenimiento	Total OM	Amortización	Costo unitario
	($)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/m³)
LA+D Carga débil	189 600 000	491 380	1 390 400	829 500	4 218 600	6 929 880	130 034	7 059 914	25 110 626	3.40
LA+D Carga media	219 620 000	613 040	1 570 520	862 680	8 405 600	11 451 840	183 280	11 635 120	29 086 475	4.30
LA+D Carga fuerte	259 120 000	734 700	1 785 400	903 760	14 662 400	18 086 260	240 160	18 326 420	34 317 856	5.56
BF+D Carga débil	210 140 000	429 760	1 164 460	829 500	1 769 600	4 193 320	102 384	4 295 704	27 830 944	3.40
BF+D Carga media	219 620 000	496 120	1 194 480	859 520	2 891 400	5 441 520	122 292	5 563 812	29 086 475	3.66
BF+D Carga fuerte	237 000 000	556 160	1 308 240	891 120	4 266 000	7 021 520	140 936	7 162 456	31 388 283	4.07
BD+D Carga debil	232 260 000	404 480	1 832 800	827 920	2 054 000	5 119 200	100 172	5 219 372	30 760 517	3.80
BD+D Carga media	279 660 000	467 680	2 243 600	851 620	3 460 200	7 023 100	126 716	7 149 816	37 038 174	4.67
BD Carga fuerte	338 120 000	524 560	2 812 400	880 060	5 150 800	9 367 820	154 524	9 522 344	44 780 617	5.74
LAD+D Carga débil	202 240 000	477 160	1 497 840	824 760	4 218 600	7 018 360	127 822	7 146 182	26 784 668	3.59
LAD+D Carga media	237 000 000	557 740	1 911 800	843 720	6 604 400	9 917 660	162 740	10 080 400	31 388 283	4.38
LAD+D Carga fuerte	292 300 000	641 480	2 575 400	869 000	10 443 800	14 529 680	200 660	14 730 340	38 712 215	5.65
BFD+D Carga débil	268 600 000	728 380	1 433 060	1 004 880	3 823 600	6 989 920	230 680	7 220 600	35 573 387	4.52
BFD+D Carga media	276 500 000	782 100	1 458 340	1 213 440	4 740 000	8 193 880	246 480	8 440 360	36 619 663	4.76
BFD+D Carga fuerte	295 460 000	842 140	1 573 680	1 580 000	6 114 600	10 110 420	267 020	10 377 440	39 130 726	5.23
Coag-Floc Carga débil	151 206 000	456 620	1 659 000	4 613 600	1 738 000	8 467 220	66 676	8 533 896	20 025 724	3.02
Coag-Floc Carga media	152 786 000	505 600	1 722 200	8 421 400	3 191 600	13 840 800	71 890	13 912 690	20 234 980	3.61
Coag-Floc Carga fuerte	157 684 000	557 740	1 769 600	16 590 000	4 834 800	23 752 140	76 788	23 828 928	20 883 671	4.73

Tabla 6.4 Costo de los trenes de tratamiento para un caudal de 750 L/s y las tres cargas del agua

Tren de tratamiento	Inversión	Personal	Materiales	Químicos	Energía	Operación	Manteni-miento	Total OM	Amortiza-ción	Costo unita-rio
	($)	($/año)	($/año)	($/año)	(($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/m³)
LA+F+A+II+D Carga débil	578 280 000	608 300	3 855 200	829 500	5 514 200	10 807 200	970 120	11 777 320	76 587 410	9.34
LA+F+A+II+D Carga Media	616 200 000	745 760	4 834 800	862 680	9 717 000	16 160 240	1 033 320	17 193 560	81 609 535	10.44
LA+F+A+II+D Carga fuerte	660 440 000	881 640	5 798 600	903 760	15 958 000	23 542 000	1 099 680	24 641 680	87 468 681	11.85
BF+F+A+II+D Carga débil	597 240 000	541 940	3 397 000	829 500	3 065 200	7 833 640	938 520	8 772 160	79 098 473	9.29
BF+F+A+II+D Carga media	614 620 000	625 680	4 266 000	859 520	4 187 000	9 938 200	962 220	10 900 420	81 400 280	9.76
BF+F+A+II+D Carga fuerte	638 320 000	703 100	5 308 800	891 120	5 577 400	12 480 420	985 920	13 466 340	84 539 108	10.36
BD+F+A+II+D Carga débil	622 520 000	521 400	4 281 800	827 920	3 349 600	8 980 720	935 360	9 916 080	82 446 556	9.76
BD+F+A+II Carga media	673 080 000	594 080	5 135 000	851 620	4 771 600	11 352 300	968 540	12 320 840	89 142 723	10.72
BD+II Carga fuerte	739 440 000	671 500	6 809 800	880 060	6 462 200	14 823 560	1 001 720	15 825 280	97 931 442	12.02
LAD+F+A+II+D Carga débil	592 500 000	595 660	3 950 000	824 760	5 498 400	10 868 820	968 540	11 837 360	78 470 707	9.55
LAD+F+A+II+D Carga media	633 580 000	692 040	5 182 400	843 720	7 915 800	14 633 960	1 009 620	15 643 580	83 911 343	10.52
LAD+F+A+II+D Carga fuerte	693 620 000	788 420	6 572 800	869 000	11 755 200	19 985 420	1 053 860	21 039 280	91 863 041	11.93
BFD+F+A+II+D Carga Débil	655 700 000	838 980	3 618 200	1 004 880	5 103 400	10 565 460	1 085 460	11 650 920	86 840 916	10.41
BFD+F+A+II+D Carga media	663 600 000	892 700	3 649 800	1 213 440	6 019 800	11 775 740	1 106 000	12 881 740	87 887 192	10.65
BFD+F+A+II+D Carga fuerte	682 560 000	954 320	3 760 400	1 580 000	7 410 200	13 704 920	1 129 700	14 834 620	90 398 254	11.12

Nota: OM Operación y mantenimiento

Tabla 6.4 Costo de los trenes de tratamiento para un caudal de 750 L/s y las tres cargas del agua (continuación)

Tren de tratamiento	Inversión	Personal	Materiales	Químicos	Energía	Operación	Mantenimiento	Total OM	Amortización	Costo unitario
	($)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/m³)
LA+D Carga Débil	298 620 000	785 260	2 133 000	2 069 800	10 048 800	15 036 860	232 260	15 269 120	39 549 236	2.32
LA+D Carga Media	434 500 000	1 012 780	2 449 000	2 164 600	20 224 000	25 850 380	336 540	26 186 920	57 545 185	3.54
LA+D Carga Fuerte	570 380 000	1 303 500	2 875 600	2 259 400	35 550 000	41 988 500	462 940	42 451 440	75 541 134	4.99
BF+D Carga Débil	364 980 000	693 620	2 022 400	2 069 800	3 934 200	8 720 020	181 700	8 901 720	48 337 956	2.42
BF+D Carga Media	376 040 000	824 760	2 038 200	2 148 800	6 541 200	11 552 960	224 360	11 777 320	49 802 742	2.60
BF+D Carga Fuerte	445 560 000	996 980	2 338 400	2 227 800	9 717 000	15 280 180	278 080	15 558 260	59 009 972	3.15
BD+D Carga Débil	429 760 000	662 020	3 697 200	2 069 800	4 676 800	11 105 820	202 240	11 308 060	56 917 419	2.88
BD+D Carga Media	537 200 000	782 100	4 692 600	2 133 000	7 979 000	15 586 700	259 120	15 845 820	71 146 774	3.68
BD Carga Fuerte	687 300 000	938 520	6 177 800	2 196 200	12 039 600	21 352 120	339 700	21 691 820	91 026 020	4.77
LAD+D Carga Débil	328 640 000	767 880	2 354 200	2 069 800	10 996 800	16 188 680	229 100	16 417 780	43 525 085	2.53
LAD+D Carga Media	404 480 000	908 500	3 065 200	2 117 200	17 696 000	23 786 900	293 880	24 080 780	53 569 336	3.28
LAD+D Carga Fuerte	619 360 000	1 090 200	4 281 800	2 164 600	29 388 000	36 924 600	383 940	37 308 540	82 028 046	5.05
BFD+D Carga Débil	508 760 000	1 110 740	2 686 000	2 749 200	8 784 800	15 330 740	388 680	15 719 420	67 380 180	3.51
BFD+D Carga Media	515 080 000	1 219 760	2 670 200	3 476 000	10 917 800	18 283 760	426 600	18 710 360	68 217 201	3.68
BFD+D Carga Fuerte	586 180 000	1 393 560	2 986 200	4 961 200	14 109 400	23 450 360	483 480	23 933 840	77 633 686	4.29
Coag-Floc Carga Débil	252 800 000	677 820	3 049 400	11 549 800	3 855 200	19 132 220	106 966	19 239 186	33 480 835	2.23
Coag-Floc Carga Media	260 700 000	799 480	3 128 400	21 014 000	7 268 000	32 209 880	120 712	32 330 592	34 527 111	2.83
Coag-Floc Carga Fuerte	284,400,000	955,900	3,318,000	41,554,000	11,075,800	56,903,700	137,618	57,041,318	37,665,939	4.00

Tabla 6.4 Costo de los trenes de tratamiento para un caudal de 750 L/s y las tres cargas del agua (continuación)

Tren de tratamiento	Inversión	Personal	Materiales	Químicos	Energía	Operación	Mantenimiento	Total OM	Amortización	Costo unitario
	($)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/m³)
LA+F+A+II+D Carga Débil	1 140 760 000	971 700	6 936 200	2 069 800	13 240 400	23 218 100	1 927 600	25 145 700	151 082 268	7.45
LA+F+A+II+D Carga Media	1 287 700 000	1 226 080	8 942 800	2 164 600	23 542 000	35 875 480	2 054 000	37 929 480	170 543 003	8.81
LA+F+A+II+D Carga Fuerte	1 431 480 000	1 540 500	10 933 600	2 259 400	38 868 000	53 601 500	2 212 000	55 813 500	189 585 228	10.38
BF+F+A+II+D Carga Débil	1 203 960 000	870 580	6 367 400	2 069 800	7 125 800	16 433 580	1 880 200	18 313 780	159 452 477	7.52
BF+F+A+II+D Carga Media	1 227 660 000	1 031 740	8 121 200	2 148 800	9 748 600	21 050 340	1 927 600	22 977 940	162 591 305	7.85
BF+F+A+II+D Carga Fuerte	1 306 660 000	1 233 980	10 396 400	2 227 800	12 940 200	26 798 380	1 990 800	28 789 180	173 054 066	8.53
BD+F+A+II+D Carga Débil	1 271 900 000	846 880	8 500 400	2 069 800	7 884 200	19 301 280	1 896 000	21 197 280	168 450 451	8.02
BD+F+A+II Carga Media	1 385 660 000	982 760	10 364 800	2 133 000	11 202 200	24 682 760	1 975 000	26 657 760	183 516 827	8.89
BD+II Carga Fuerte	1 546 820 000	1 175 520	14 235 800	2 196 200	15 262 800	32 870 320	2 069 800	34 940 120	204 860 859	10.14
LAD+F+A+II+D Carga Débil	1 170 780 000	952 740	7 157 400	2 069 800	14 188 400	24 368 340	1 927 600	26 295 940	155 058 117	7.67
LAD+F+A+II+D Carga Media	1 257 680 000	1 121 800	9 559 000	2 117 200	20 856 000	33 654 000	2 006 600	35 660 600	166 567 154	8.55
LAD+F+A+II+D Carga Fuerte	1 477 300 000	1 327 200	12 324 000	2 164 600	32 706 000	48 521 800	2 117 200	50 639 000	195 653 629	10.41
BFD+F+A+II+D Carga Débil	1 346 160 000	1 284 540	6 920 400	2 749 200	11 976 400	22 930 540	2 117 200	25 047 740	178 285 446	8.60
BFD+F+A+II+D Carga Media	1 354 060 000	1 395 140	6 904 600	3 476 000	14 125 200	25 900 940	2 164 600	28 065 540	179 331 722	8.77
BFD+F+A+II+D Carga Fuerte	1 426 740 000	1 568 940	7 220 600	4 961 200	17 380 000	31 130 740	2 227 800	33 358 540	188 957 462	9.40

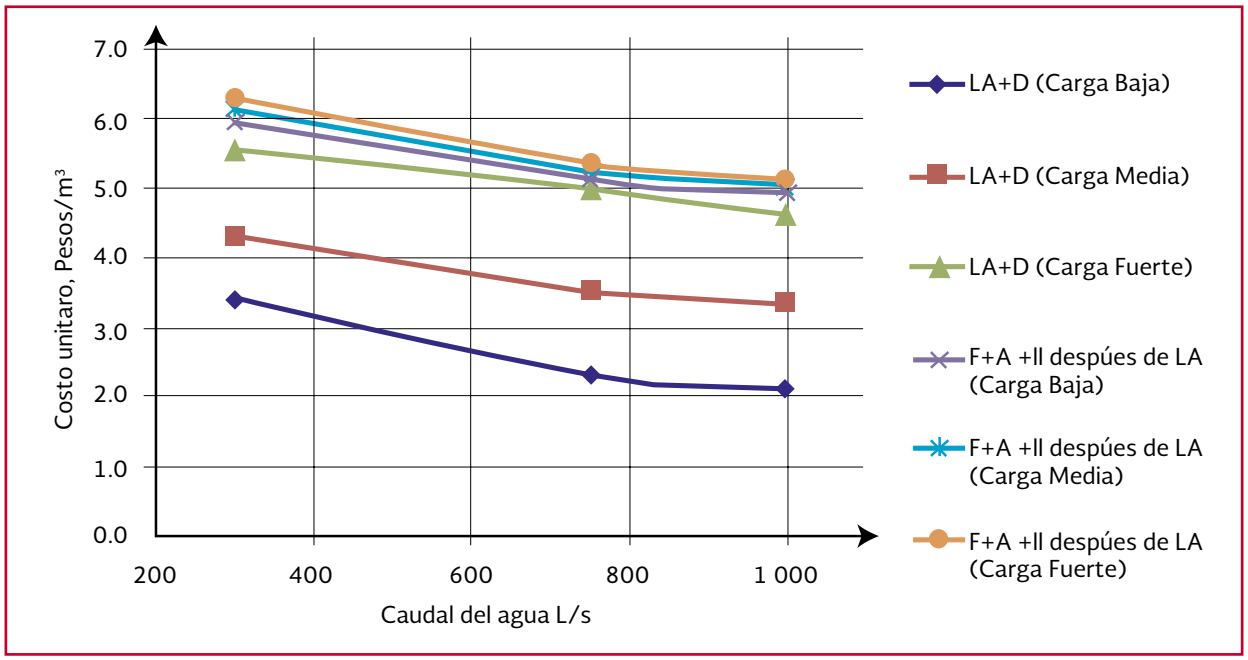
Tabla 6.5 Costo de los trenes de tratamiento para un caudal de 1 000 L/s y las tres cargas del agua

Tren de tratamiento	Inversión	Personal	Materiales	Químicos	Energía	Operación	Manteni-miento	Total OM	Amortiza-ción	Costo unitario
	($)	($·año-1)	($·año-1)	($·año-1)	($·año-1)	($·año-1)	($·año-1)	($·año-1)	($·año-1)	$($·m-3)
LA+D Carga Débil	358,660,000	929,040	2,528,000	2,765,000	13,256,200	19,478,240	279,660	19,757,900	47,500,935	2.13
LA+D Carga Media	535,620,000	1,232,400	2,954,600	2,875,600	26,860,000	33,922,600	413,960	34,336,560	70,937,519	3.34
LA+D Carga Fuerte	679,400,000	1,595,800	3,491,800	3,017,800	47,084,000	55,189,400	573,540	55,762,940	89,979,744	4.62
BF+D Carga Débil	451,880,000	824,760	2,496,400	2,765,000	5,103,400	11,189,560	218,040	11,407,600	59,846,993	2.26
BF+D Carga Media	461,360,000	1,014,360	2,512,200	2,859,800	8,484,600	14,870,960	279,660	15,150,620	61,102,524	2.42
BF+D Carga Fuerte	545,100,000	1,237,140	2,891,400	2,970,400	12,624,200	19,723,140	349,180	20,072,320	72,193,050	2.93
BD+D Carga Débil	541,940,000	791,580	4,755,800	2,765,000	6,083,000	14,395,380	254,380	14,649,760	71,774,540	2.74
BD+D Carga Media	676,240,000	954,320	6,019,800	2,844,000	10,443,800	20,261,920	333,380	20,595,300	89,561,234	3.49
BD Carga Fuerte	875,320,000	1,169,200	7,963,200	2,938,800	15,721,000	27,792,200	440,820	28,233,020	115,927,391	4.57
LAD+D Carga Débil	410,800,000	905,340	2,986,200	2,749,200	14,520,200	21,160,940	273,340	21,434,280	54,406,357	2.40
LAD+D Carga Media	527,720,000	1,080,720	3,997,400	2,812,400	23,384,000	31,274,520	355,500	31,630,020	69,891,243	3.22
LAD+D Carga Fuerte	783,680,000	1,322,460	5,198,200	2,891,400	38,868,000	48,280,060	470,840	48,750,900	103,790,588	4.84
BFD+D Carga Débil	636,740,000	1,287,700	3,333,800	3,665,600	11,470,800	19,757,900	470,840	20,228,740	84,329,853	3.32
BFD+D Carga Media	639,900,000	1,447,280	3,318,000	4,629,400	14,235,800	23,630,480	524,560	24,155,040	84,748,364	3.45
BFD+D Carga Fuerte	725,220,000	1,674,800	3,697,200	6,604,400	18,328,000	30,304,400	597,240	30,901,640	96,048,145	4.03
Coag-Floc Carga Débil	300,200,000	785,260	3,665,600	15,389,200	4,992,800	24,832,860	123,398	24,956,258	39,758,492	2.05
Coag-Floc Carga Media	322,320,000	957,480	3,776,200	28,124,000	9,432,600	42,290,280	143,464	42,433,744	42,688,065	2.70

Tabla 6.5 Costo de los trenes de tratamiento para un caudal de 1 000 L/s y las tres cargas del agua (continuación)

Tren de tratamiento	Inversión	Personal	Materiales	Químicos	Energía	Operación	Mantenimiento	Total OM	Amortización	Costo unitario
	($)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/año)	($/m³)
Coag-Floc Carga Fuerte	336 540 000	1 156 560	4 092 200	55 458 000	14 393 800	75 100 560	165 900	75 266 460	44 571 362	3.80
LA+F+A+II+D Carga Débil	1 436 220 000	1 143 920	8 468 800	2 765 000	17 538 000	29 915 720	2 401 600	32 317 320	190 212 994	7.06
LA+F+A+II+D Carga Media	1 627 400 000	1 480 460	11 060 000	2 875 600	31 126 000	46 542 060	2 575 400	49 117 460	215 532 875	8.39
LA+F+A+II+D Carga Fuerte	1 769 600 000	1 880 200	13 366 800	3 017 800	51 508 000	69 772 800	2 749 200	72 522 000	234 365 845	9.73
BF+F+A+II+D Carga Débil	1 526 280 000	1 028 580	7 852 600	2 765 000	9 353 600	20 999 780	2 338 400	23 338 180	202 140 541	7.15
BF+F+A+II+D Carga Media	1 548 400 000	1 254 520	10 096 200	2 859 800	12 766 400	26 976 920	2 417 400	29 394 320	205 070 114	7.43
BF+F+A+II+D Carga Fuerte	1 627 400 000	1 512 060	12 766 400	2 970 400	16 906 000	34 154 860	2 496 400	36 651 260	215 532 875	8.00
BD+F+A+II+D Carga Débil	1 627 400 000	1 006 460	10 712 400	2 765 000	10 349 000	24 832 860	2 370 000	27 202 860	215 532 875	7.70
BD+F+A+II Carga Media	1 753 800 000	1 186 580	13 082 400	2 844 000	14 709 800	31 822 780	2 464 800	34 287 580	232 273 293	8.45
BD+II Carga Fuerte	1 959 200 000	1 444 120	17 854 000	2 938 800	20 066 000	42 302 920	2 607 000	44 909 920	259 476 471	9.65
LAD+F+A+II+D Carga Débil	1 488 360 000	1 120 220	8 942 800	2 749 200	18 802 000	31 614 220	2 401 600	34 015 820	197 118 416	7.33
LAD+F+A+II+D Carga Media	1 611 600 000	1 328 780	12 102 800	2 812 400	27 650 000	43 893 980	2 496 400	46 390 380	213 440 323	8.24
LAD+F+A+II+D Carga Fuerte	1 864 400 000	1 595 800	15 057 400	2 891 400	43 292 000	62 836 600	2 638 600	65 475 200	246 921 158	9.91
BFD+F+A+II+D Carga Débil	1 706 400 000	1 489 940	8 563 600	3 665 600	15 721 000	29 440 140	2 622 800	32 062 940	225 995 636	8.18
BFD+F+A+II+D Carga Media	1 706 400 000	1 643 200	8 547 800	4 629 400	18 486 000	33 306 400	2 686 000	35 992 400	225 995 636	8.31
BFD+F+A+II+D Carga Fuerte	1 801 200 000	1 880 200	8 958 600	6 604 400	22 594 000	40 037 200	2 780 800	42 818 000	238 550 949	8.92

Ilustración 6.7 Costos unitarios del sistema de lodos activados y del tratamiento avanzado del efluente secundario, dependiendo del caudal y la concentración de contaminantes en el agua residual (AR)



Conclusiones

En el presente documento se presentan los conceptos teóricos relacionados con los acuíferos y sus características, recarga natural con agua de lluvia, agotamiento y salinización de acuíferos, el concepto de agua regenerada, recuperada o renovada, recarga artificial de acuíferos con agua residual municipal tratada, tipos de recarga y requerimientos para su realización, manejo de los sistemas de recarga de acuíferos. Se describen los riesgos para la salud derivados de la recarga de acuíferos con agua residual tratada, tanto microbiológicos, como derivados de los contaminantes físico-químicos, incluyendo la problemática relacionada con los compuestos emergentes presentes en el agua, así como directrices basadas en aspectos de calidad físico-química del agua. Se indican diferentes métodos para la evaluación de riesgos. Se mencionan algunos aspectos sociales, económicos y ambientales en el manejo del agua subterránea y los elementos que integran la evaluación del impacto ambiental, poniendo especial énfasis en la protección de la salud humana. Se presenta la metodología para la realización de estudios epidemiológicos que tienen como objetivo determinar si existe un vínculo entre la salud de la población y la contaminación potencial del agua derivada de instalaciones de recarga de acuíferos. En el libro se presenta el marco normativo para recarga de acuíferos, legislación aplicable a aguas subterráneas y estándares para agua potable relevantes para recarga de acuíferos. Se hace referencia a documentos normativos de EUA, de la Comunidad Europea, Australia y México.

La médula del libro es el tema referente a las alternativas tecnológicas para el tratamiento de las aguas residuales que permiten obtener agua regenerada con la calidad requerida para recarga de acuíferos. Se presentan sistemas convencionales y tratamientos avanzados, así como trenes de tratamiento que consideran la implementación de ba-

rreras múltiples para la protección de la salud en sistemas de recarga de acuíferos con aguas residuales tratadas. Se describen tecnologías utilizadas en diferentes sistemas de recarga de acuíferos a nivel internacional. Con base en la información recopilada se plantean diferentes opciones de trenes de tratamiento avanzado de los efluentes secundarios y se realiza su evaluación. Se presentan resultados de evaluación de diferentes trenes realizadas en la planta piloto de tratamiento avanzado.

Con base en el análisis se concluye que la tecnología de tratamiento de agua disponible actualmente en México permite implementar programas de regeneración de agua para recarga de acuíferos. Para lograr la calidad requerida, es recomendable utilizar sistemas biológicos en el tren de tratamiento, sobre todo sistemas que permiten la remoción simultánea de materia orgánica y nitrógeno. El sistema de lodos activados tiene mayor rendimiento comparado con el filtro percolador y los biodiscos, sobre todo cuando el agua residual tiene contaminación orgánica en altas concentraciones. El tratamiento avanzado constituido por filtración, adsorción, desmineralización y desinfección garantiza una calidad alta del agua renovada, adecuada para reúso potable indirecto. Las tecnologías de membrana (microfiltración, ultrafiltración y nanofiltración) son tecnologías adecuadas para obtener agua regenerada de calidad adecuada para la recarga de acuíferos.

El análisis de los costos de los sistemas de tratamiento avanzados indican que considerando los costos actuales de agua de primer uso, la implementación de sistemas de regeneración del agua para recarga de acuíferos es costo efectivo sobre todo en zonas con disponibilidad de agua relativamente baja y en zonas con un déficit de agua extremo.

Bibliografía

Ackers, J., Brandt, M. y Powell, J. (2001). *Hydraulic Characterisation of Deposits and Review of Sediment Modelling*. Londres: UK Water Industry Research, 01/DW/03/18.

Aharoni, A., Guttman, J., Cikurel, H. y Sharma, S. (2011). *Sustainable Water Management in the City of the Future. Guidelines for Design and Operation and Maintenance of SAT (and Hybrid SAT) system*. Mekorot, UNESCO-IHP.

Alleyne, G. (2000). Opening Ceremony of the 5th Global Conference for Health Promotion. Ciudad de México.

American Water Works Association. (1998). *Tratamiento del agua por procesos de membrana: principios, procesos y aplicaciones*. 5ª ed. Madrid: McGraw Hill.

American Water Works Association Research Foundation. (2001). *Soil Aquifer Treatment for Sustainable Water Reuse*. AWWA.

Arden, W. (1990). *Water Purification by lon Exchange*. Nueva York: Society of Chemical Industry (Londres), Chemical Engineering Group, Plenum Press.

Asano, T. (1985). *Artificial Recharge of Groundwater*. Boston: Butterworth-Heinemann.

Asano, T. (Ed.) (1998). *Wastewater Reclamation and Reuse*. Water Quality Management Library, Vol. 10. Lancaster: Technomic Publishing Co.

Austin, G. (1992). *Manual de procesos químicos en la industria*. 5ª ed. McGraw-Hill.

Baban, A., Goktas, O.C., Hocaoglu, S.M., Atasoy, E., Akalin, N.G., Donertas, A., Erdem, I.C., Magarzo, C., Hernández, M. y Tobella, J. (2011). *Integrated Urban Water Management and Investigation of New Water Resources*. Prepared Enabling Change, proyecto financiado por la Comisión Europea.

Beaubien, A., Bâty, M., Jeannot, F., Francoeur, E. y Manem, J. (1996). Design and operation of anaerobic membrane bioreactors: development of a filtration testing strategy. *Journal of Membrane Science*, 109(2): 173-184.

Benotti, M.J., Stanford, B.D., Wert, E.C. y Snyder, S.A. (2009). Evaluation of a photocatalytic reactor membrane pilot system for the removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds from water. *Water Research*, 43(6): 1513-1522.

Bixio, D., Van Houtte, E., Thoeye, C., Van De Steene, B., Verbauwhede, J., Wintgens, T. y Melin, T. (2008). *Water Safety Plan of an Artificial Groundwater Recharge Site with Reclaimed Water for Drinking Water Production*. IWA World Water Congress and Exhibition, del 6 al 12 de septiembre, 2008. Viena: IWA.

Blumenthal, U. J., Mara, D., Ayres, R., Cifuentes García, E., Peasey, A., Stott, R., Lee, D., Ruiz-Palacios, G. (1996). Guías de la OMS para la evaluación de los huevos

de nemátodos para riego restringido y no restringido / Evaluation of the WHO Nematode Egg Guidelines for Restricted and Unrestricted Irrigation. *Water Science and Technology*, 277-283.

Bouwer, H. (1991). Role of Groundwater Recharge in Treatment and Storage of Wastewater for Reuse. *Water Science & Technology*, 24(9): 295-302.

Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, 10(1): 121-142.

Brady, F. (2003). Tratamiento de aguas residuales por ultrafiltración en operación de lote modificado. *Agua Latinoamérica*, enero-febrero. 38-41p.

Cabelli, V. (1983). *Health Effects Criteria for Marine Recreational Waters*. Cincinnati: Environmental Protection Agency (EPA 600/1-80-031).

Cervantes, F. (2009).*Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution*. Londres: IWA Publishing.

Cheremisinoff, P.N. (1994). *Biomanagement of wastewater and wastes*. New Jersey: Prentice-Hall.

Cherif, S., El Ayni, F., Jrad, A. y Trabelsi-Ayadi, M. (2013). Aquifer Recharge by Treated Wastewaters: Korba case study (Tunisia). *Sustainable Sanitation Practice*, 14: 41-48.

Chiemschaisri, C. y Yamamoto, K. (1993). Performance of Membrane Separation Bioreactor at Various Temperatures for Domestic Wastewater Treatment. *Journal of Membrane Science*, 87(1-2): 119-129.

Cicek, N., Winnen, H., Suidan, M.T., Wrenn, B.E., Urbain, V. y Manem, J. (1998). Effectiveness of the Membrane Bioreactor in the Biodegradation of High Molecular Weight Compounds. *Water Research*, 32(5): 1553-1563.

Cifuentes García, E., Blumenthal, U. J., Ruíz-Palacios, G., Bennett, S. y Peasey, A. (1994). Escenario epidemiológico del uso agrícola del agua residual: el Valle del Mezquital, México. *Salud Pública de México*, 36(1): 3-9.

Ciudad de San Diego. (1992). *Total Resource Recovery Project: Health Effects Study*. Informe Final preparado por Western Consortium for Public Health. San Diego, California.

Cleuvers, M. (2003). Aquatic ecotoxicity of pharmaceutical including the assessment of combination effects. *Toxicology Letters*, 142(3): 185-194.

Comerton, M.A., Andrews, R.C y Bagley, D.M. (2009). The influence of natural organic matter and cations on the rejection of endocrine disrupting and pharmaceutically active compounds by nanofiltracion. *Water Research*, 43(3): 613-622.

Comisión Nacional del Agua (1992). *Actualización del estudio geohidrológico de San Salvador y Valle de Actopan con fines de determinar la disponibilidad hidrológica para el proyecto Xotho, Hidalgo, así como para el aprovechamiento de agua potable*. Realizado por la empresa Ariel Consultores, S.A. México.

Comisión Nacional del Agua. (1998). *Impact of wastewater reuse of groundwater in the Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico*. Estudio de cooperación entre la Comisión Nacional del Agua, el British Geological Survey, London School of Hygienic and Tropical Medicine y University of Birmingham. México: Conagua.

Comisión Nacional del Agua. (2003) *Estadísticas del agua en México*. México.

Comisión Nacional del Agua (2010). *Estadísticas del Agua en México, edición 2010*. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Cotruvo, J. (2001). *Water reclamation and groundwater recharge in the USA. Ongoing and planned water reuse related project in EU and Mediterranean countries*. Budapest: WHO Expert Consulation on Health Risk in Aquifer Recharge by Recycled Water.

Council Directive 98/83/EC (Unión Europea) (1998). On the quality of water intended for human consumption.

Crook, J, Asano, T. y Nellor, M.H. (1990). Groundwater recharge with reclaimed water in California. *Water Environment and Technology*, 2(8): 42-49.

Custodio, E. (1995). *Consideraciones sobre el concepto de vulnerabilidad de los acuiferos a la polución*. II Seminario Hispano Argentino sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea. Argentina.

Daughton, C. Y. (2009). Environmental footprint of pharmaceuticals: The significance of factors beyond direct excretion to sewers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28(12), 2495–2521.

Davis, T. (2013). As population, sewer use go up, so do energy costs. *Arizona Daily Star.*

Delgado, S. (2009). *Nuevas tecnologías de depuración de aguas residuales*. Departamento de Ingeniería Química y Tecnología Farmacéutica.

Diario Oficial de la Federación. (1992). Ley de Aguas Nacionales.

Dillon, P., Pavelic, P., Toze, S., Rinck-Pfeiffer, S., Martin, R., Knapton, A. y Pidsley, D. (2006). Role of aquifer storage in water reuse. *Desalination* 188(1–3): 123–134.

Downs, T., Cifuentes-García, E. y Suffet, I. (1999). Risk screening for exposure to groundwater pollution in a wastewater irrigation district of the Mexico City region. *Environmental Health Perspectives*, 107(7): 553–561.

Drewes, J., Heberer, T., Rauch, T. y Reddersen, K. (2003). Fate on pharmaceutical during Ground Water Recharge. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 23(3): 64-72.

Droste, R. (1997). *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. Michigan: Wiley.

Dufour A. (1984). *Health effects criteria for fresh recreational water.* Cincinnati: Environmental Protection Agency (EPA-600/1-84-004).

Eckenfelder, W.W. (1981). Aplication of Adsorption to Wasterwater Treatment. Tenesee: Enviro Press.

Eckenfelder, W.W. y Musterman, J.L. (1995). *Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater.* Lancaster: Technomic Publishing Company.

European Environment Agency. (1998). *Chemicals in the European Environment: Low Doses, High Stakes?* Annual Message 2/1998.

European Commission, Directorate-General for the Environment (2009). *Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment. Guidance Document No. 18*.

Fane, A.G. (2002). Membrane Bioreactors: Design and Operational Options. *Filtration and Separation*, 39(5): 26-29.

Feachem, R. G., Bradley, D. J., Garelick, H. y Mara, D. D. (1983). *Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management*, volumen I. Nueva York: Banco Mundial, John Wiley and Sons.

Ferrari, B. M. (2004). Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protec-

tion of the aquatic environment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(5): 1244-1354.

Flod, S. y Landquist, H. (2010). *Risk and Vulnerability Assessment of Expanding the Windhoek Drinking Water Supply*. Tesis de maestría. Chalmers University of Technology.

Foster, S., Garduño , H., Tuinhof, A., Kemper, K. y Nanni, M. (2006). Recarga del Agua Subterránea con Aguas Residuales Urbanas. Nota informativa num. 12. Banco Mundial.

Gallegos, E. W. (1999). The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. *Water Science and Technology*, 40(2): 45–52.

Gesche, E., Vallejos, A. y Saez M. (2003). Eficiencia de anaerobios sulfito-reductores como indicadores de calidad sanitaria de agua. Método del número más probable. *Archivos de Medicina Veterinaria*, 35(1): 99-107. Universidad Austral de Chile.

Grabow, W. (1990). Microbiology of Drinking Water Treatment: Reclaimed Wastewater. En: McFeters, G.A. (Ed.). *Drinking Water Microbiology*. Nueva York: Springer–Verlag.

Gray, N. (1994). *Drinking water quality*. John Wiley and Sons.

Haarhoff, J. y Van der Merwe, B. (1996). Twenty-five years of wastewater reclamation in Windhoek, Namibia. *Water Science and Technology*, 33(10-11): 25-35.

Heberer, T., Gramer, S. y Stan, H.J. (1999). Occurrence and Distribution of Organic Contaminants in the Aquatic System in Berlin. Part III: Determination of Synthetic Musks. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 27(3):150–156.

Hultén, K., Enroth, H., Nyström, T. y Engstrand, L. (1998). Presence of *Helicobacter* species DNA in Swedish water. *Journal of Applied Microbiology*, 85(2): 282-286.

Jiménez B., Chávez, A., Barrios, J.E. y Pérez, R. (2000). Impact and Potential of Reused Water in the Mezquital Valley. *Water 21*. IWA, pp. 34-36.

Jiménez, B. y Chávez, A. (2004). Quality assessment of an aquifer recharged with wastewater for its potential use as drinking source: "El Mezquital Valley" case. *Water Science and Technology*, 50(2): 269-276.

Jiménez, B., Chávez, A., Gibson, R. y Maya, C. (2012). Unplanned aquifer recharge in El Mezquital-Tula Valley, Mexico. En: Kazner C., Vintgens, T. y Dillon, P. (Eds.). *Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge*. Londres: IWA Publishing, pp. 141-158

Judd, S. J. (2006). *The MBR Book, Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. Elsevier.

Kadlec, R. y Knight, R. (1996). *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC Press.

Kemper, K., Foster, S., Garduño, H., Nanni, M. y Tuinhoff, A. (2003). Instrumentos económicos para la gestión del agua subterránea: usar incentivos para mejorar la sustentabilidad.

Korenfeld Federman, D. y Hernández López, O. J. (2011). Proyecto de planta piloto de tratamiento avanzado para la recarga artificial del acuífero. *Revista Digital Universitaria*, 12(2). www.revista.unam.mx/vol.12/num2/art13/art13.pdf

Kosma, C., Lambropoulou, D. y Albanis, T. (2010). Occurrence and Removal of PPCPs in Municipal and Hospital Wastewa-

ters in Greece. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3): 804-817.

Layard R, G. S. (1994). Cost benefit analysis. Cambridge University Press: 2nd ed. Cambridge.

Lee, H., Min, Y., Park, C. y Park, Y. (2004). Automatic control and remote monitoring system for biological nutrient removal on small wastewater treatment plants in Korea. *Water Science and Technology*, 50 (6): 199-206.

Legrand, L. y Leroy, P. (1990). *Prevention of Corrosion and Scaling in Water Supply Systems*. Ellis Horwood Limited.

León Suematsu, G. y Sanhueza Navarrete, J. C. (1995). *Aspectos sanitarios en el uso de agua residuales*. Conferencia presentada en el Curso Regional el Tratamiento y la Reutilización de Aguas. Lima: Cepis.

Leslie Grady, C.P., Daigger, G.T., Love, N. y Filipe, C. (2011). *Biological Wastewater Treatment*. Londres: 3ª ed. IWA Publishing, CRC Press.

Magarzo, C., Hernández, M. y Bernat, X. (2013). *D5.1.5.b Identification of control parameters in water catchment and conservation systems under high flow events (subsurface accumulation)*. www.prepared-fp7.eu/viewer/file.aspx?FileInfoID=306

Mara, D., y Cairncrooss. (1990). Directrices para el uso sin riesgos de aguas residuales y excretas en agricultura y acuicultura. Organización Mundial de la Salud. Ginebra.

Marín, L. S. (1998). Inorganic water quality monitoring using specific conductance in Mexico. Ground Water Monitoring and Remediation, 18(1): 156–162.

Masciopinto, C., La Mantia, R., Pollice, A., y Laera, G. (2012). Managed aquifer recharge of karstic aquifer in Nardo, Italy. En: Kazner, C., Wintgens, T. y Dillon, P. (Ed.). *Water Reclamation Technologies for Safe Managed Aquifer Recharge*. Londres: IWA Publishing.

Maya, C., Beltrán, N., Jiménez, B. y Bonilla, P. (2002). Evaluation of the UV disinfection process in bacteria and amphizoic amoebae inactivation. *Selected Proceedings of IWA Regional Symposium on Water Recycling in Mediterranean Region*. Iraklio, Grecia, pp. 285-291

Mazari-Hiriart, M., López-Vidal, Y., Castillo-Rojas, G., Ponce de León, S. y Cravioto, A. (2001). *Helicobacter pylori* and other enteric bacteria in freshwater environments in Mexico City. *Archives of Medical Research*, 32(5): 458-467.

Mediterranean Wastewater Reuse Working Group. (2007). *Mediterranean Wastewater Reuse Report*. Mediterranean European Union Water Initiative Wastewater Reuse Working Group.

Menge, J. d.-B. (2006). Drinking Water Safety in Windhoek, Namibia: routine monitoring, trace organics, pathogenic, indicators and salinity- comparing different water sources. London: IWA Publishing.

Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 3a. ed. McGraw-Hill.

Metcalf & Eddy, Inc. (2007). *Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications*. Nueva York: McGraw-Hill.

Mijaylova, P., Sandoval, L., González, A., Garzón, M., Möeller, G., Fuentes, M., Gómez, A. y García, J. (2002). *Tratamiento avanzado de aguas residuales y su reutilización como fuente para uso primario*, Informe SGC-UAPS-MOR-02-003-RF-CC). México.

Montgomery, J. (1995). Water Treatment. Principales and Design, Consulting Engineers. Consulting Engineers.

Mujeriego, R. (1998). *La reutilización planificada del agua: criterios sanitarios, económicos y de gestión*. Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña.

Mulder, M. (2001). Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment: Tom Stephenson, Simon Judd, Bruce Jefferson and Keith Brindle (Eds.); IWA Publishing, London, UK. *Journal of Membrane Science*, 194(1): 145-146.

NALCO Chemical Company. (1990). *Manual del agua: su naturaleza, tratamiento y aplicaciones*. McGrawHil.

Mexico City's Water Supply: Improving the Outlook for Sustainability. (1995). Washington, DC: National Academy Press. www.nap.edu/openbook.php?record_id=4937&page=143

National Research Council. (1993). *Ground Water Vulnerability Assessment: Predicting Relative Contamination Potential Under Conditions of Uncertainty*. Washington, D.C.: National Academy Press.

National Research Council. (1994). *Groundwater recharge using waters of impaired quality*. Washington DC.

National Research Council. (1998). Issues in potable reuse: the viability of augmenting drinking water supplies with reclaimed water. Washington, D.C.: National Academy Press.

National Water Quality Management Strategy. (2006). *Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 1)*. Sydney: Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, Australian Health Minister's Conference.

National Water Quality Management Strategy. (2008). *Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) Augmentation of Drinking Water Supplies*.

National Water Quality Management Strategy. (2009). *Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) Stormwater Harvesting and Reuse*.

National Water Quality Management Strategy. (2011). *Australian Drinking Water Guidelines*. (Actualizadas en diciembre de 2014)

NOM-127-SSA1-1994. (s.f.). Norma Oficial Mexicana "Modificación a la Norma Oficial Mexicana, Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

Page, D. D.–C. (2010). Valuing the subsurface pathogen treatment barrier in water recycling via aquifers for drinking supplies. Water Research , 44(6), 1841–1852.

Pérez, P., Jiménez, R., Jiménez, B. y Chávez, A. (2010). ¿El agua del valle del Mezquital, fuente de abastecimiento para el Valle de México? Consultado el 04/12/2013 en Biblioteca virtual de desarrollo sostenible y salud ambiental. http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/saneab/mexicona/R-0069.pdf

Perry. (2005). *Manual del Ingeniero Químico*. McGraw-Hill.

Puig, S., Corominas, L., Balaguer, M., y Colprim, D. (2005). Development and implementation of a real-time control system for nitrogen removal using OUR and ORP as endpoints. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 44(9): 3367-3373.

Quiroga Alonso, J. (2011). *Aspectos básicos en la reutilización de las aguas*. Cádiz: Depar-

tamento de Tecnologías del Medio Ambiente.

Ramalho, S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. Barcelona: Reverte.

Ramírez Camperos, E., y García Garduño, J. C. (2001). Procesos y operaciones unitarias en ingeniería ambiental. Morelos: UNAM-DEPFI-Campus Morelos.

Robinson, R. S. (1990). *Electrolytic solutions*. Londres: Butterworth.

Rodríguez Fernández-Alba, A. (2006). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Madrid: CEIM, Dirección General de Universidades e Investigación.

Ronzano, E y Dapena, J.L. (2005). *Eliminación de fósforo en las aguas residuales*. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico del Agua, Universidad de Salamanca.

Rose, J.B. y Carnahan, R.P. (1992). *Pathogen removal by full scale wastewater treatment*. Informe preparado para el Departmento de Regulación Ambiental. Tampa: University of South Florida.

Rother, E. C. (2002). Comparison of combinated and separated biological aerated filter (BAF) performance for pre-denitrification/nitrification of municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 46(4-5): 149-156.

Runnalls, T. J., Hala, D.N. y Sumpter, J.P. (2007). Preliminary studies into the effects of the human pharmaceutical clofibric acid on sperm parameters in adult fathead minnow. *Aquatic Toxicology*, 84(1): 111-118.

Saqib, S. y Arroyo, J. (2007). *Water Reuse as a Water Management Strategy for Small Communities in Texas*. Texas: Innovative Water Technologies, Texas Water Development Board.

Sawyer, C. (1990). *Chemistry for sanitary engineers*. 3ª ed. Nueva York: McGraw-Hill, .

Sayre, J. (1988). International standards for drinking water. *Journal of the American Water Works*, 80(1): 53-60.

Schaefer, F. (1997). Detection of protozoan parasites in source and finished drinking water. En Hurst, C.J., Crawford, R.L., Garland, J.L., Lipson, D.A., Mills, A. y Stetzenbach, L.D. (Eds.). *Manual of Environmental Microbiology*. 3ª ed. American Society for Microbiology.

Sedlak, R. (1991). Phosphorus and nitrogen removal form municipal wastewater. Principle and practice. Lewis Publishers. 2ª ed.

Siemens, J. H. (2008). Concentrations and mobility of human pharmaceuticals in the world's largest wastewater irrigation system, Mexico City–Mezquital Valley. *Water Research*, 42(8–9): 2124–2134.

Smital, T. (2008). Acute and chronic effects of emerging contaminants. En Barceló, D. y Petrovic, M. (Eds.). *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste*. Springer Berlin Heidelberg.

Suárez Castillo, J.J. y Navia Paz, G.A. (2007). *Aporte a la utilización de agua termal como coagulante en el tratamiento de las aguas residuales municipales*. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ingeniería.

Taylor, E. (1990). *The examination of water and waters supplies*. 7a ed. Little Brown.

Texas Water Development Board (2011). *History of Water Reuse in Texas*. Texas Water Development Board, Alan Plummer Associates.

Thomure, T. y Marra, R. (2005). *The Role of Recharge in Tucson's Sustainable Water Future*. 12th Biennial Symposium on Groundwater Recharge. Tuczon, Arizona.

Thorsen, T. y Flogsstad, H. (2006). *Nanofiltration in drinking water treatment*.Techneau company.

Tredoux, G. y Van der Merwe, B. (2009). Artificial recharge on the Windhoek aquifer, Namibia: Water quality considerations. *Boletín Geológico y Minero*, 120(2): 269-278.

Van der Merwe, B. (2000). Integrated Water Resource Management in Windhoek, Namibia. *Water Supply*, 18 (1): 376-381.

Van Houtte, E. y Verbauwhede, J. (2012). Sustainable Groundwater Management Using Reclaimed Water: the Torreele/St-André Case in Flanders, Belgium. *Journal of Water Supply: Research and Technology*—AQUA, 61(8): 473-483.

Uhlig, H. (1993). *Corrosion and corrosion control*. Nueva York: Wiley and Sons.

US Environmental Protection Agency. (1993). A review of methods for assessing the sensitivity of aquifers to pesticide contamination.

USEPA. (1992). Guidelines for water reuse.

USEPA. (2007). Ecological Soil Screening Levels for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): Interim Final. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, DC.: OSWER Directive 9285.7-78.

Vandenbohede, A., Van Houtte, E. y Lebbe, L. (2008). Groundwater flow in the vicinity of two artificial recharge ponds in the Belgian coastal dunes. *Hydrogeology Journal*, 16(8): 1669-1681.

Vives, M.T., Balaguer, M.D., García, S., García, R. y Colprim, J. (2003). Textile dyeing wastewater treatment in a sequencing batch reactor system. *Journal of Environmental Science and Health* Part A, 38(10): 2089-99.

Wintgens, T., Hochstrat, R., Kazner , C., Jeffrey, P., Jefferson, B., y Melin, T. (2012). Managed aquifer recharge as a component of sustainable water strategies-a brief guidance for EU policies. En: Kazner, C., Wintgens, T. y Dillon, P. (Eds.). *Water Reclamation Tecnologies for Safe Managed Aquifer Recharge*. Londres: IWA Publishing.

World Health Organization. (2007). Support of the development of a framework for the Implementation of Water Safety Plans in the European Union.

World Health Organization. (2005). Water Safety Plans: Managing Drinking-water Quality from Catchment to Consumer. Water, Sanitation and Health Protection and the Human Environment.

World Health Organization. (2003). Guidelines for drinking water quality. Vol. 2: Health criteria and other supporting information.

Wright, K.R. y Rovey, C.K. (1979). Land Application of Waste - State of the Art. *Groundwater*, 17(1): 47-61.

A

NOM-014-CONAGUA-2003, Requisitos para la recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada

A.1. Objetivo

La presente Norma Oficial Mexicana, establece los requisitos que deben cumplir: la calidad del agua, la operación y el monitoreo utilizados en los sistemas de recarga artificial de acuíferos con agua residual tratada.

A.2. Campo de aplicación

La presente Norma Oficial Mexicana, es aplicable a obras planeadas de recarga artificial tanto nuevas como existentes, que descarguen aguas residuales tratadas para este propósito y cuya función sea almacenar e incrementar el volumen de agua en los acuíferos, para su posterior recuperación y reúso. Corresponde a los permisionarios del proyecto su cabal cumplimiento.

Esta Norma por ninguna razón implica una autorización, permiso o concesión para la extracción del agua recargada al acuífero, ni puede ser interpretada en tal sentido.

A.3. Referencias

La presente Norma Oficial Mexicana tiene relación con las normas oficiales mexicanas siguientes:

NOM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 18 de enero de 1996 y Modificación publicada en el Diario Oficial de la Federación el 22 de noviembre de 2000.

NOM-003-CONAGUA-1996. Requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 3 de febrero de 1997.

NOM-004-CONAGUA-1996. Requisitos para la protección de acuíferos durante el mantenimiento y rehabilitación de pozos de extracción

de agua y para el cierre de pozos en general. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 8 de agosto de 1997.

A.4. Definiciones

Para los efectos de esta Norma, además de las definiciones contenidas en la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento, se entenderá por:

Acuífero

Cualquier formación geológica o conjunto de formaciones geológicas hidráulicamente conectados entre sí, por las que circulan o se almacenan aguas del subsuelo que pueden ser extraídas para su explotación, uso o aprovechamiento y cuyos límites laterales y verticales se definen convencionalmente para fines de evaluación, manejo y administración de las aguas nacionales del subsuelo.

Agua subterránea nativa

el agua almacenada en un acuífero antes de que se inicie su recarga artificial.

Aguas residuales

Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general, de cualquier uso, así como la mezcla de ellas.

Clásticos de grano grueso

Fragmentos de roca de cualquier tipo, que son transportados por corrientes de aguas superficiales y acumulados en cauces, pie de monte y periferia de cuerpos de agua continentales.

Carbono orgánico total (COT)

Concentración de carbono orgánico oxidable presente en el agua.

Domo de recarga

Configuración de los niveles freáticos generada por la influencia de las obras de recarga desde la superficie o a la zona no saturada.

DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno)

Cantidad de oxígeno consumido por la actividad metabólica de microorganismos, en un período de cinco días, a 20 °C considerando la suma de las concentraciones solubles y en suspensión.

El Solicitante

Persona física o moral interesada en construir obras para recargar un acuífero artificialmente con aguas residuales.

El Permisionario

Persona física o moral que construye y opera un sistema de recarga artificial de acuíferos mediante el permiso otorgado por "La Comisión".

Estanque profundo

Excavación o depósito amplio y profundo que sirve para almacenar agua.

Fuente de contaminación

Conjunto de elementos o sustancias que alteran en forma nociva las condiciones normales de cualquier medio incluyendo

las propiedades físicas, químicas o biológicas del agua.

INEGI

Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

La Comisión

Comisión Nacional del Agua.

Límite permisible

Concentración o contenido máximo o intervalo de valores de un componente, que no causará efectos nocivos a la salud del consumidor o un impacto negativo en el uso inmediato posterior de las aguas de recarga.

Nivel freático

Límite superior de la zona saturada en el cual el agua contenida en los poros se encuentra sometida a la presión atmosférica.

Pozo de inyección

Obra de ingeniería que permite la recarga artificial del acuífero. Incluye a los pozos secos.

Pozo de monitoreo

Pozo diseñando y construido expresamente para medir periódicamente de forma automática o manual, las variaciones del nivel estático y la calidad del agua subterránea.

Pozo de extracción

Obra de ingeniería construida para extraer agua del subsuelo.

Pozo seco

Obra de Ingeniería construida para introducir agua en la zona no saturada, comprendida entre la superficie del terreno y el nivel freático.

Promedio mensual

Valor que resulta de calcular el promedio ponderado, en función del caudal, de los valores que resulten del análisis de al menos dos muestras compuestas.

Proyecto de recarga artificial (PRA)

Proyecto planeado con objeto de recargar artificialmente a un acuífero con agua residual.

Proyecto "piloto" de recarga artificial

Proyecto construido expresamente para operar temporalmente un sistema de recarga artificial para evaluar su factibilidad técnica; monitorear y evaluar el comportamiento las variables hidráulicas y de calidad del agua relacionadas con la recarga artificial, así como su posible impacto al acuífero o medio ambiente.

Punto de extracción

Sitio donde se recupera el agua introducida en las obras de recarga artificial.

Recarga total

Volumen de agua que recibe una unidad hidrogeológica, en un intervalo de tiempo específico.

Recarga artificial

Conjunto de técnicas hidrogeológicas aplicadas para introducir agua a un acuí-

fero, a través de obras construidas con ese fin.

Recarga incidental

Aquella que es consecuencia de alguna actividad humana, como riego de jardines, fugas de agua en redes de distribución y alcantarillado, descargas de fosas sépticas e infiltraciones en canales de tierra y otros; que no cuenta con la infraestructura específica para la recarga artificial.

Recarga natural

La generada por infiltración directa de la precipitación pluvial, de escurrimientos superficiales en cauces o del agua almacenada en cuerpos de agua.

Reúso

La explotación, uso o aprovechamiento de aguas residuales con o sin tratamiento previo.

Rocas cársticas

Rocas carbonatadas y sulfatadas (calizas, dolomías y yesos) con oquedades o conductos de disolución producidos por el agua subterránea al circular a través de ellas.

Rocas fracturadas

Rocas de cualquier origen que presentan grietas o fracturas generadas por esfuerzos de tensión o compresión.

Sólidos totales disueltos (STD)

Cantidad total de sólidos expresada en mg/L o ppm, que permanecen en una muestra de agua cuando ésta se evapora totalmente.

Sólidos suspendidos totales (SST)

Concentración de partículas que son retenidas en un medio filtrante de microfibra de vidrio, con un diámetro de poro de 1.5 micrómetros o su equivalente.

Sistema de recarga artificial (SRA)

Obra o conjunto de obras construidas con el fin específico de recargar un acuífero.

Sobrerriego

Inundación del terreno agrícola por volúmenes de agua que exceden el volumen consuntivo de las plantas.

Tiempo de residencia

Tiempo que el agua recargada artificialmente permanece en el acuífero antes de ser extraída a la superficie.

Unidad hidrogeológica

Conjunto de estratos geológicos hidráulicamente conectados entre sí, cuyos límites laterales y verticales se definen convencionalmente para fines de evaluación, manejo y administración de las aguas nacionales subterráneas.

Uso público urbano

La aplicación de agua nacional para centros de población y asentamientos humanos, a través de la red municipal.

Uso doméstico

La aplicación de agua nacional para el uso particular de las personas y del ho-

gar, riego de sus jardines y de árboles de ornato, incluyendo el abrevadero de animales domésticos que no constituya una actividad lucrativa, en términos del Artículo 115 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.

Zona no saturada

zona comprendida entre la superficie del terreno y la superficie freática en donde los poros están parcialmente ocupados por agua bajo presión menor a la atmosférica.

Zanja

Excavación larga y angosta sobre la superficie del terreno.

A.5. Clasificación

Para los fines de la presente Norma Oficial Mexicana, los tipos de recarga artificial se clasifican como sigue:

a) Superficial: consiste en la recarga desde la superficie por infiltración en obras como: estanques o piletas de infiltración, inundación del terreno, cauces acondicionados, zanjas, sobrerriego o una combinación de ellas
b) Subsuperficial: consiste en la introducción del agua en la zona no saturada mediante pozos secos, zanjas o estanques profundos
c) Directo: consiste en la introducción directa del agua al acuífero por medio de pozos cuya sección abierta lo penetran parcial o totalmente.

Cada tipo o método es aplicable a una combinación de factores físicos, hidrogeológicos, ambientales y económicos, que deben ser evaluados en un proyecto específico.

A.6. Requisitos

A.6.1. Información y Estudios Básicos

La información requerida para evaluar un sitio destinado a la recarga artificial de acuíferos, debe incluir lo siguiente:

Localización

Un mapa georreferenciado (INEGI o análogo) con la ubicación geográfica de la(s) obra(s) de recarga que se proyectan construir, así como de las captaciones subterráneas y de las fuentes de contaminación de agua subterránea (actuales o potenciales), en una zona circular cuyo radio, medido a partir del centro de las obras proyectadas, se fija en cada PRA, por "La Comisión", considerando: la dimensión y tipo de obras, el volumen de agua a recargar y las propiedades hidráulicas del acuífero en estudio. En todo caso, el radio mínimo de esta zona será de un kilómetro. La ubicación de las obras y fuentes se debe determinar con geoposicionador o con otro método equivalente de igual o mayor precisión a la obtenida con éste, acorde a la escala del estudio.

Fuente del Agua de Recarga

Ubicación y características de la fuente de agua residual que se pretende utilizar para el SRA en términos de su: origen, régimen de descarga, tipo y nivel de tratamiento, volumen de agua disponible, uso o destino actual, características físico-químicas y microbiológicas del agua de

recarga en términos del requisito 6.4.6 de esta Norma Oficial Mexicana.

Hidrogeología de la Zona del Proyecto de Recarga Artificial

a) Mapas de configuración y de profundidad de niveles piezométricos del (los) acuífero(s) que subyacen en la zona del PRA
b Perfil estratigráfico, obtenido mediante perforaciones exploratorias y sondeos geofísicos, que muestre la posición, geometría y continuidad de las principales unidades estratigráficas
c) Características hidráulicas del acuífero que se pretende recargar: conductividad hidráulica, transmisividad, porosidad y coeficiente de almacenamiento. En los casos de PRA de tipo superficial o subsuperficial, se debe considerar la caracterización en términos de granulometría, porosidad, conductividad hidráulica y contenido de carbono orgánico de un mínimo de 1.0 m del perfil del suelo
d) Características fisicoquímicas y microbiológicas del agua subterránea nativa, en términos del requisito A.4.6 de esta Norma Oficial Mexicana
e) Captaciones de agua subterránea existentes o por construir: características constructivas, registros (geológico y geofísico), uso y calidad del agua extraída, nivel estático y dinámico, régimen de operación, y caudal específico
f) Determinación de la posible conexión hidráulica entre acuíferos
g) Fuentes de contaminación aledañas al área de recarga: tipo de fuente, ubicación, régimen de descarga, características físico-químicas del efluente o lixiviados, en términos del requisito 6.4.6 de esta Norma

En términos de lo dispuesto por los artículos 47 y 91 de la Ley de Aguas Nacionales (LAN) se requiere de permiso para la infiltración de aguas al suelo y subsuelo.

A.6.2. No se permite la construcción de SRA en los casos siguientes

a) En terrenos donde las características físico-químicas del suelo o del agua subterránea, hayan sido degradadas a causa de un evento previo de contaminación, aun cuando se hayan aplicado medidas de saneamiento.
b) En terrenos que, por carecer de una cobertura edáfica y por predominar en el subsuelo rocas cársticas, fracturadas, o clásticos de grano grueso, no tengan capacidad para eliminar o atenuar los contaminantes presentes en el agua de recarga. Esta condición aplica únicamente a SRA de tipo Superficial y Subsuperficial.

A.6.3. Calidad del Agua de Recarga.

El agua residual tratada utilizada en la recarga debe cumplir los requisitos indicados en la Tabla A.1

Cuando a distancias menores de 1.0 km del límite exterior del SRA existan captaciones que suministran agua para usos público-urbano o doméstico, se debe cumplir, además de los re-

quisitos establecidos en la Tabla A.1, los enumerados a continuación:

a) Realizar un proyecto "piloto" de recarga in situ, cuya operación tenga la duración suficiente para determinar: la calidad del agua resultante de la mezcla del agua de recarga con el agua subterránea nativa, la interacción del agua de recarga con el subsuelo, la respuesta de los niveles de agua a la recarga y las variaciones de la tasa de infiltración en el tiempo
b) Efectuar un análisis hidrogeoquímico, basado en un modelo numérico, de las probables reacciones fisicoquímicas del agua de recarga con el agua subterránea nativa y con los materiales que conforman el acuífero y la zona no saturada. El análisis debe concluir: si el agua de recarga es compatible con el agua subterránea nativa o si existen condiciones para generar alguna reacción fisicoquímica que altere la calidad del agua nativa o las propiedades hidráulicas del acuífero
c) Aplicar un modelo numérico de flujo y transporte de solutos, para simular el impacto del SRA en la calidad del agua nativa en las captaciones subterráneas y en los niveles del acuífero a recargar. La elaboración de este modelo deberá seguir el protocolo establecido por Anderson y Woessner (Apéndice Normativo A)
d) Cumplir con los límites máximos permisibles en la calidad del agua de recarga que determine "La Comisión", para aquellos parámetros no regulados por la NOM-127-SSA1-1994, cuya presencia se suponga atendiendo al origen del agua residual tratada ( )
e) Realizar, en su caso, los estudios toxicológicos que determine "La Comisión" en el agua de recarga
f) Respetar las distancias mínimas y el tiempo de residencia que se especifican en la Tabla A.2

Con base en los resultados del numeral A.6.1, proyecto "piloto", de los análisis de los estudios y del modelo de simulación a que se refieren los incisos anteriores, se determina si es procedente autorizar la construcción del SRA y, en su caso, se fija el volumen máximo de recarga considerando la extracción y las características constructivas de las captaciones de agua para usos doméstico y público-urbano.

Se podrá aplicar agua de recarga con una calidad menor a la establecida en la Tabla A.1, sujeto al cumplimiento de las condiciones siguientes: (ver diagrama anexo)

a) Que se construyan SRA únicamente de tipo superficial/subsuperficial
b) Que a distancias menores de 1.0 km del límite exterior de las obras de recarga, no existan captaciones que suministren

Tabla A.1 Calidad del Agua Residual Tratada para Recarga Artificial

Tipo de contaminante	Tipo de sistemas de recargar	
	Superficial/Sub superficial	Directo
Microorganismos Patógenos	Remoción o inactivación de microorganismos entero patógenos	Remoción o inactivación total de microorganismos enteropatógenos
Contaminantes Regulados por Norma	Límites permisibles NOM-127-SSA1-1994	Límites permisibles NOM-127-SSA1-1994
Contaminantes no Regulados por Norma	DBO ≤ 30 mg/L, COT = 16 mg/L	COT ≤ 1 mg/L

Tabla A.2 Requisitos Relativos a la Distancia Mínima a las Captaciones y al Tiempo de Residencia en el

Variable	Tipos de Recarga	
	Superficial/Sub superficial	Directo
Distancia horizontal mínima entre el límite exterior del SRA y las captaciones para uso público-urbano o doméstico	150 m	600 m
Tiempo de residencia del agua de recarga antes de su extracción	6 meses	12 meses

agua subterránea para usos público-urbano o doméstico, y existan captaciones que recuperen el agua de recarga para otros usos distintos a los mencionados

c) Que se compruebe mediante estudios técnicos, que el suelo y el subsuelo tienen capacidad para remover o reducir la concentración de aquellos elementos del agua de recarga que excedan los límites establecidos en la NOM-127-SSA1-1994

A.6.4. Monitoreo

Todo PRA debe incluir un programa de monitoreo que, en forma periódica, antes y durante la operación de las obras de recarga, registre: a) la calidad del agua utilizada en la recarga, b) la calidad del agua derivada de la mezcla del agua de recarga y el agua subterránea nativa, y c) las variaciones de los niveles piezométricos.

En los SRA de tipo directo, se deben construir pozos de monitoreo ubicados a distancias equivalentes a ¼, ½ y ¾ de la distancia total entre el pozo de inyección y el punto de extracción más cercano. Los pozos de monitoreo se deben diseñar considerando las oscilaciones estacionales del nivel freático y las originadas por la operación del SRA.

En los SRA de tipo superficial/subsuperficial, se debe contar con un sistema de monitoreo de agua residual en las obras de recarga, y una red de pozos de monitoreo. Las características constructivas de los pozos de monitoreo y su ubicación se determinan, en cada caso, en función de las características del SRA y de las propiedades hidráulicas del subsuelo reportadas en el requisito 6.1 de esta Norma. En todos los casos, la red de monitoreo debe contar con un mínimo de tres (3) pozos de monitoreo y garantiza:

a) El muestreo representativo del agua de recarga y del agua resultante del SRA
b) El monitoreo periódico de las fluctuaciones piezométricas en el domo de recarga y sus inmediaciones

Cada pozo o estación de monitoreo debe contar con:

a). Número y clave de identificación del pozo en un área visible
b) Ubicación geográfica (x, y, z) determinada con geoposicionador u con otro método equivalente de igual o mayor precisión a la obtenida con éste, acorde a la escala del estudio
c) Corte litológico de las formaciones atravesadas y registros geofísicos
d) Croquis de terminación
e) Relación de parámetros fisicoquímicos medidos en el pozo
f) Frecuencia y protocolo de monitoreo
g) En su caso, características y diagrama de instalación de los dispositivos automáticos de medición instalados en éste

El agua de recarga se muestrea con frecuencia quincenal y el agua de los pozos de monitoreo, mediante promedio mensual.

Las muestras deben ser analizadas en los parámetros que establece la NOM-127- SSA1-1994, y en los establecidos por la del apéndice normativo "A" de la presente.

Los análisis del agua se deben realizar en un laboratorio de prueba acreditado por una entidad de acreditación para los parámetros que se solicitan en la presente Norma.

La construcción y cierre de pozos a que se refiere esta Norma se llevarán a cabo de acuerdo con las normas NOM-003-CONAGUA-1996 y NOM-004-CONAGUA-1996, respectivamente.

A.7. Operación del Sistema de Recarga

"El Permisionario" del SRA debe mantener un historial del comportamiento del sistema incluyendo:

a) La variación de la calidad del agua de recarga y del agua derivada de la recarga al acuífero, en términos establecidos en la Tabla A.1
b) Los gastos (flujos de agua) de infiltración vs tiempo, para cada obra de recarga y volúmenes totales. En su caso, para los pozos, los volúmenes de extracción y calidad del agua vs tiempo, a partir del inicio de las operaciones de recarga
c) El balance de agua en el SRA según su tipo (superficial/subsuperficial o directas)
d) La variación de la profundidad y elevación del nivel freático en tiempo y espacio
e) La precipitación y evaporación en la zona
f) Impacto del SRA en las fuentes de abastecimiento de agua potable, en términos de los requisitos establecidos en la Tabla A.1, de acuerdo al tipo de SRA.

Cuando los criterios de calidad del agua de recarga no cumplan con las especificaciones establecidas en la Tabla A.1 según corresponda al tipo de obras, o el requisito 6.3.4 (c), "El Permisionario" debe suspender la operación del sistema hasta alcanzar los criterios de calidad establecidos.

A.8. Verificación

"La Comisión" verificará el cumplimiento de los requisitos establecidos en la presente Norma Oficial Mexicana, en forma periódica o cuando lo estime necesario. Dicha verificación es realizada por personal de "La Comisión" o por las Unidades de Verificación, debidamente acreditadas, que designe para tal efecto.

"El Permisionario" puede realizar su autoverificación, mediante auditoría voluntaria, reservándose "La Comisión" el derecho de efectuar la verificación en el momento que lo considere necesario.

Para realizar la autoverificación, "El Permisionario" debe acreditar al personal seleccionado como Unidad de Verificación.

La falta de cumplimiento de la entrega de información, motivará la realización de una verificación "del sistema" por parte de la "La Comisión", cuyos costos estarán a cargo de "El Permisionario".

A.9. Observancia

"La Comisión" es la responsable de coordinar la participación de los gobiernos estatales y municipales, de entidades e instituciones o de personas físicas y morales, involucradas en la aplicación de la presente Norma Oficial Mexicana.

La vigilancia del cumplimiento de la Norma Oficial Mexicana corresponde a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, por conducto de "La Comisión". Las violaciones a la misma, se sancionarán en los términos de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, su Reglamento, la Ley de Aguas Nacionales, su Reglamento y demás disposiciones legales aplicables.

A.10. Concordancia con normas internacionales

Esta Norma Oficial Mexicana no es equivalente con ninguna norma internacional, por no existir norma internacional sobre el tema.

A.11. Bibliografía

Anderson, M.P., and Woessner, W. W., 1992, Applied Groundwater Modeling. Simulation of Flow and Advective Transport. Academic Press. San Diego Calif. ISBN 0-12-059-485-4.

American Society of Civil Engineers, 2001, Standard Guidelines for Artificial Recharge of Ground Water. ASCE Standard. EWRI/ASCE 34-01. ISBN 0-7844-0548-4.

Asano, T., 1992. Artificial Recharge of Groundwater with Reclaimed Municipal Wastewater: Current Status and Proposed Criteria. Water Science Technology, Vol. 25, No. 12, pp. 87-92.

Bouwer, H., and Rice, R.C., 1984. Organic Contaminant Behavior during Rapid Infiltration of Secondary Wastewater at the Phonex 23 rd Avenue Project, Water Research, 18: 463-472.

Bouwer, H., and Rice, R.C., 1984. Soil-aquifer treatment using primary effluent. Journal WPCF, Vol. 56, No. 1, pp-84-88.

Bouwer, H., and Rice, R.C., 1991. Ground Water Recharge with Sewage Effluent. Water Science Technology, Vol. 23, Kyoto, pp. 2099-2108.

California State Department of Health Services (2001). Water Recycling Criteria, Title 22. Sacramento, California. Draft Regulations 4-23-01.

California State Department of Health Services (2002). Water Recycling Criteria, Title 22. Sacramento, California. Draft Regulations 8-02-02.

Crook, J., Hultquist, H.,R., Sakaji, R.R., Wehner, M.P., 2002. Evolution and Status of California's Proposed Criteria for Groundwater Recharge With Reclaimed Water. American Water Work Association, Annual Conference Proceedings.

Foster, S.S., Gale, I.n., and Hespanhol, 1994, Impacts of wastewater use and disposal on groundwater. British Geological Survey (BGS). Technical Report WD/94/55.

Pettyjohn, W.A., 1981. Introduction to Artificial Groundwater Recharge. National Water Well Association/ EPA series.

Roscoe Moss Co. 1990, Handbook of Groundwater Development, John Wiley and Sons, Inc., New York, N.Y.

Schroeder, R.A., and Anders, R., 2002. Transport and Fate of Water Quality indicators after 40 years of Artificial Recharge with Treated Municipal Wastewater to the Central Ground Water Basin in Los Angeles County. U.S.G.S. Geological Survey. Artificial Recharge Workshop Proceedings, 2002.

U.S.G.S. Geological Survey. Artificial Recharge Workshop Proceedings, 2002. U.S.G.S. Open-File Report 02- 89. Sacramento, California.

Niveles máximos permisibles de contaminantes no regulados por norma, en aguas residuales destinadas a la recarga artificial de acuíferos

Contaminante	Máximo nivel (mg/L)
Microbiológicos	
Cryptosporidium	Ausencia o no detectable
Vibrio cholerae	Ausencia o no detectable
Giardia lamblia	Ausencia o no detectable
Conteo de Bacterias Heterotróficas (HPC)	Ausencia o no detectable
Legionella	Ausencia o no detectable
Enterovirus	Ausencia o no detectable
Productos de desinfección	
Bromatos	0.010
Cloritos	1.0
Acidos haloacéticos (HAA5)	0.060
Desinfectantes	
Cloraminas (como Cl2)	Ausencia o no detectable
Bióxido de cloro (como ClO2)	Ausencia o no detectable
Contaminante	Máximo nivel (mg/l)
Químicos inorgánicos	
Antimonio	0.006
Asbesto (fibra >10 µm)	7 millones de fibras por litro
Berilio	0.004
Boro	0.3
Hierro	0.3
Plata	0.1
Selenio	0.05
Químicos orgánicos	
Acrilamida	0.0005
Alacloro	0.02
Aldicarb	0.01
Atrazina	0.002
Benzo(a)pireno (PAHs)	0.0002
Bifenilos policlorados (PCBs)	0.0005
Carbofurano	0.005
Clorobenceno	0.1
Cloruro de vinil	0.002
Dalapon	0.2

Niveles máximos permisibles de contaminantes no regulados por norma, en aguas residuales destinadas a la recarga artificial de acuíferos (continuación)

Contaminante	Máximo nivel (mg/L)
Dibromoetileno	0.00005
1,2-Dibromo-3-cloropropano(DBCP)	0.001
o-Diclorobenceno	0.6
p-Diclorobenceno	0.075
1,2-Dicloroetano	0.005
1,1-Dicloroetileno	0.007
cis-1,2-Dicloroetileno	0.07
Trans-1,2-Dicloroetileno	0.1
Diclorometano	0.005
1,2-Dichloropropano	0.005
Di(2-ethylhexyl) adipato	0.4
Di(2-ethylhexyl) ftalato	0.006
Dinoseb	0.007
Dioxina (2,3,7,8-TCDD)	0.00000003
Diquat	0.02
Químicos orgánicos	
Endothall	0.1
Endrin	0.002
Epiclorohidrina	0.002
Epóxido de heptacloro	0.0002
Estireno	0.02
Fenoles o compuestos fenólicos	0.3
Glifosato	0.7
Heptacloro y epóxido deheptacloro	0.001
Hexaclorobenceno	0.001
Hexaclorociclopentadieno	0.05
Metil-terbutil-éter	0.03
Metoxicloro	0.02
Oxamil (Vidato)	0.2
Pentaclorofenol	0.001
Picloram	0.5
Simazina	0.004
Tetracloroetileno	0.005
Tetracloruro de carbono	0.005
Toxafeno	0.003
2,4,5-TP (Silvex)	0.05
1,2,4-Triclorobenceno	0.07
1,1,1-Tricloroetano	0.2
1,1,2-Tricloroetano	0.005
Tricloroetileno	0.005
Radiactivos	
Radio 226 and Radio 228(combinados)	5 Ci/L
Uranio	30 µg/L

Wilson, L.G., Amy, G.L., Gerba, C.P., Gordon., H., Johnson, B., Miller, J., 1995. Water quality changes during soil aquifer treatment of terciary effluent. Water Environment Research, Vol. 63, No. 3. pp. 371-376.

A.12. Vigencia

La presente Norma Oficial Mexicana entrará en vigor 60 días naturales después de su publicación en el Diario Oficial de la Federación.

A.13. Transitorios

Primero.- Los SRA que se estén operando en fechas anteriores a la del inicio de la vigencia de la presente Norma Oficial Mexicana, deben ser adecuados para que cumplan las disposiciones de la misma, dentro de un plazo no mayor de dos años.

Segundo.- Para aquellos parámetros fisicoquímicos requeridos en esta Norma Oficial Mexicana que no cuenten con laboratorios acreditados para su análisis, éstos se podrán realizar, en laboratorios especializados en tanto se acreditan los servicios que ofrezcan dichos laboratorios.

México, D.F., a los siete días del mes de agosto de dos mil nueve.- El Secretario de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Juan Rafael Elvira Quesada.- Rúbrica.

Protocolo para la Elaboración de un Modelo de Flujo Subterráneo

El protocolo de modelación necesario para la validación de un modelo constará de las etapas siguientes:

1. Propósito del modelo: Determinará el objetivo de la modelación y las ecuaciones gobernantes que serán resueltas, así como el código a utilizar para este propósito
2. Modelo conceptual del sistema: Definir las unidades hidroestratigráficas y las fronteras del sistema. Los datos de campo serán ordenados y sistematizados junto con información del balance de agua y los datos necesarios para asignar valores a los parámetros hidráulicos y a los periodos de la modelación. Se recomienda realizar visitas de campo a la zona de estudio
3. Selección de las ecuaciones gobernantes y de un código numérico. Verificar las ecuaciones gobernantes como el código seleccionado. La verificación de las ecuaciones gobernantes demuestra que el modelo describe con exactitud los procesos físicos que se presentan en el medio. La verificación del código consiste en la comparación de la solución numérica generada por el modelo con una o más soluciones analíticas. Con la verificación del código se asegura que el programa de cómputo resuelve correctamente las ecuaciones que constituyen el modelo matemático
4. Diseño del modelo. Elaborar un modelo conceptual, a través de la discretización (diseño de la malla), definición de las condiciones iniciales y de frontera, intervalos de tiempo y selección preliminar de los valores de los parámetros hidráulicos del acuífero y de los esfuerzos hidrológicos

5. Calibración. Demostrar que el modelo es capaz de reproducir las cargas y los flujos observados en campo. Durante la calibración se define un conjunto de parámetros del acuífero y de esfuerzos con el que mejor se reproduce el comportamiento hidráulico observado en el campo. La calibración puede llevarse a cabo mediante métodos de ensayo y error, o bien a través de códigos numéricos para la estimación de parámetros
6. Análisis de sensibilidad de la calibración. Realizar un análisis de sensibilidad para establecer el efecto de la incertidumbre en el modelo calibrado
7. Verificación del modelo. Aplicar los parámetros y esfuerzos ya calibrados para un segundo conjunto de datos de campo no utilizados previamente
8. La predicción. Cuantificar la respuesta del sistema a eventos futuros. Se corre el modelo con los valores calibrados de los parámetros y esfuerzos, con excepción de aquellos esfuerzos que se considera cambian en el futuro. Se requieren estimaciones de los esfuerzos futuros para realizar la simulación
9. El análisis de sensibilidad de la predicción. Cuantificar el efecto de la incertidumbre en los valores de los parámetros hidráulicos del acuífero durante la predicción. Se simulan ciertos intervalos de esfuerzos estimados a futuro para examinar su impacto en las predicciones del modelo
10. Presentación del modelo diseñado y de los resultados. Realizar una presentación clara y concisa del diseño del modelo y de sus parámetros. Esta incluye un informe detallado de la información básica considerada en el modelo, así como una descripción de los resultados, conclusiones y recomendaciones derivadas del modelo aplicado
11. Validación. Realizar una auditoría del modelo cinco años después de haberse terminado. Se recopilan nuevos datos de campo para determinar si la predicción fue correcta
12. Rediseño del modelo. La validación trae nuevas respuestas sobre el comportamiento del sistema modelado lo que puede implicar cambios en el modelo conceptual o en sus parámetros

Tabla de conversiones de unidades de medida

Sigla	Significado
mg	miligramo
g	gramo
kg	kilogramo
mm	milímetro
cm	centímetro
m	metro
ml	mililitro
l	litro
m^3	metro cúbico
s	segundo
h	hora
d	día
mg/l	miligramo por litro

Sigla	Significado
kg/m^3	kilogramo por metro cúbico
l/s	litros por segundo
m^3/d	metros cúbicos por día
Sm^3/h	condiciones estándar de metro cúbico por hora
Scfm	condiciones estándar de pies cúbicos por minuto
°C	grados Celsius
psia	libra-fuerza por pulgada cuadrada absoluta
cm/s	centímetro por segundo
m/s	metro por segundo
HP	caballo de fuerza (medida de energía)
kW	kilowatt
UNT	unidades nefelométricas de turbiedad

Longitud

Sistema métrico	Sistema Inglés	Siglas
1 milímetro (mm)	0.03	in
1 centímetro (cm) = 10 mm	0.39	in
1 metro (m) = 100 cm	1.09	yd
1 kilómetro (km) = 1 000 m	0.62	mi
Sistema Inglés	**Sistema métrico**	
1 pulgada (in)	2.54	cm
1 pie (ft) = 12 pulgadas	0.30	m
1 yarda (yd) = 3 pies	0.91	m
1 milla (mi) = 1 760 yardas	1.60	km
1 milla náutica (nmi) = 2 025.4 yardas	1.85	km

Superficie

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm^2 = 100 mm^2	0.15	in^2
1 m^2 = 10 000 cm^2	1.19	yd^2
1 hectárea (ha) = 10 000 m^2	2.47	acres
1 km^2 = 100 ha	0.38	mi^2
Sistema Inglés	**Sistema métrico**	
1 in^2	6.45	cm^2
1 ft2 = 144 in^2	0.09	m^2
1 yd^2 = 9 ft^2	0.83	m^2
1 acre = 4 840 yd^2	4 046.90	m^2
1 milla^2 = 640 acres	2.59	km^2

Volumen/capacidad

Sistema métrico	Sistema inglés	Siglas
1 cm^3	0.06	in^3
1 dm^3 = 1 000 cm^3	0.03	ft^3
1 m^3 = 1 000 dm^3	1.30	yd^3
1 litro (L) = 1 dm^3	1.76	pintas
1 hectolitro (hL) = 100 L	21.99	galones
Sistema Inglés	**Sistema métrico**	
1 in^3	16.38	cm^3
1 ft^3 = 1 728 in^3	0.02	m^3
1 onza fluida EUA = 1.0408 onzas fluidas RU	29.57	mL
1 pinta (16 onzas fluidas) = 0.8327 pintas RU	0.47	L
1 galón EUA = 0.8327 galones RU	3.78	L

Masa/peso

Sistema métrico	Sistema inglés	
1 miligramo (mg)	0.0154	grano
1 gramo (g) = 1 000 mg	0.0353	onza
1 kilogramo (kg) = 1 000 g	2.2046	libras
1 tonelada (t) = 1000 kg	0.9842	toneladas larga
Sistema Inglés	**Sistema métrico**	
1 onza (oz) =437.5 granos	28.35	g
1 libra (lb) = 16 oz	0.4536	kg
1 stone = 14 lb	6.3503	kg
1 hundredweight (cwt) = 112 lb	50.802	kg
1 tonelada larga = 20 cwt	1.016	t

Temperatura

$^{o}C = \frac{5}{9}(^{o}F - 32)$	$^{o}F = \frac{9}{5}(^{o}C) + 32$

Otros sistemas de unidades		Multiplicado por	Sistema Internacional de Unidades (SI)	
Unidad	**Símbolo**	**Factor de conversión**	**Se convierte a**	
Longitud				
Pie	pie, ft.,'	0.30	metro	m
Pulgada	plg, in,"	25.40	milímetro	mm
Presión/esfuerzo				
Kilogramo fuerza/cm^2	kg_f/cm^2	98 066.50	pascal	Pa
Libra/pulgada^2	lb/ plg^2, PSI	6 894.76	pascal	Pa
atmósfera técnica	at	98 066.50	pascal	Pa
metro de agua	m H_2O (mca)	9 806.65	pascal	Pa
mm de mercurio	mm Hg	133.32	pascal	Pa
bar	bar	100 000.00	pascal	Pa
Fuerza/ peso				
kilogramo fuerza	kg_f	9.80	newton	N
Masa				
libra	lb	0.45	kilogramo	kg
onza	oz	28.30	gramo	g
Peso volumétrico				
kilogramo fuerza/m^3	kg_f/m^3	9.80	N/m^3	N/m^3
libra /ft^3	lb/ft^3	157.08	N/m^3	N/m^3
Potencia				
caballo de potencia	CP, HP	745.69	watt	W
caballo de vapor	CV	735.00	watt	W
Viscosidad dinámica				
poise	μ	0.01	pascal segundo	Pa s
Viscosidad cinemática				
viscosidad cinemática	ν	1	stoke	m^2/s (St)
Energía/ Cantidad de calor				
caloría	cal	4.18	joule	J
unidad térmica británica	BTU	1 055.06	joule	J
Temperatura				
grado Celsius	°C	tk=tc + 273.15	grado Kelvin	K

Nota: El valor de la aceleración de la gravedad aceptado internacionalmente es de 9.80665 m/s^2

Longitud								
de / a	mm	cm	m	km	mi	milla náutica (nmi)	ft	in
mm	1.000	0.100	0.001					
cm	10000	1.000	0.010				0.033	0.394
m	1 000.000	100.000	1.000	0.001			3.281	39.370
km			0.001	1.000	0.621	0.540	3 280.83	0.039
mi			1 609.347	1.609	1.000	0.869	5 280.000	
nmi			1 852.000	1.852	1.151	1.000	6 076.115	
ft		30.480	0.305				1.000	12.000
in	25.400	2.540	0.025				0.083	1.000

Superficie								
de / a	cm^2	m^2	km^2	ha	mi^2	acre	ft^2	in^2
cm^2	1.00						0.001	0.155
m^2	10 000.00	1.00					10.764	1 550.003
km^2			1.000	100.000	0.386	247.097		
ha		10 000.00	0.010	1.000	0.004	2.471		
mi^2			2.590	259.000	1.000	640.000		
acre		4 047.00	0.004	0.405	0.002	1.000		
ft^2	929.03	0.09					1.000	0.007
in^2	6.45						144.000	1.000

Volumen								
de / a	cm^3	m^3	L	ft^3	gal. EUA	acre-ft	in^3	yd^3
cm^3	1.000		0.001				0.061	
m^3		1.000	1 000.000	35.314	264.200			1.307
L	1 000.000	0.001	1.000	0.035	0.264		61.023	
ft^3		0.028	28.317	1.000	7.481			0.037
gal. EUA		0.004	3.785	0.134	1.000		230.974	
acre-ft		1 233.490				1.000		
in^3	16.387		0.016		0.004		1.000	
Yd^3		0.765		27.000				1.000

Gasto								
de / a	l/s	cm^3/s	gal/día	gal/min	l/min	m^3/día	m^3/h	ft^3/s
l/s	1.000	1 000.000		15.851	60.000	86.400	3.600	0.035
cm^3/s	0.001	1.000	22.825	0.016	0.060	0.083		
gal/día		0.044	1.000			0.004		
gal/min	0.063	63.089	1 440.000	1.000	0.000	5.451	0.227	0.002
l/min	0.017	16.667	0.000	0.264	1.000	1.440	0.060	
m^3/día	0.012	11.570	264.550	0.183	0.694	1.000	0.042	
m^3/h	0.278		6 340.152	4.403	16.667	24.000	1.000	0.010
ft^3/s	28.316			448.831	1 698.960	2 446.590	101.941	1.000

Eficiencia de pozo		
de a	gal/min/pie	l/s/m
gal/min/pie	1.000	0.206
l/s/m	4.840	1.000

Permeabilidad						
de a	cm/s	gal/día/Pie²	millones gal/día/acre	m/día	pie/s	Darcy
cm/s	1.000	21 204.78		864.000	0.033	
gal/día/pie²		1.000		0.041		0.055
millón gal/día/acre			1.000	0.935		
m/día	0.001	24.543	1.069	1.000		1.351
pie/s	30.480			26 334.72	1.000	
Darcy		18.200		0.740		1.000

Peso								
de a	grano	gramo	kilogramo	libra	onza	tonelada corta	tonelada larga	tonelada métrica
Grano (gr)	1.000	0.065						
Gramo (g)	15.432	1.000	0.001	0.002				
Kilogramo (kg)		1 000.000	1.000	2.205	35.273			0.001
Libra (lb)		453.592	0.454	1.000	16.000			
Onza (oz)	437.500	28.350			1.000			
t corta			907.180	2 000.000		1.000		0.907
t larga			1 016.000	2 240.000		1.119	1.000	1.016
t métrica			1 000.000	2 205.000		1.101	0.986	1.000

Potencia								
de a	CV	HP	kW	W	ft lb/s	kg m/s	BTU/s	kcal/s
CV	1.000	0.986	0.736	735.500	542.500	75.000	0.697	0.176
HP	1.014	1.000	0.746	745.700	550.000	76.040	0.706	0.178
kW	1.360	1.341	1.000	1 000.000	737.600	101.980	0.948	0.239
W			0.001	1.000	0.738	0.102		
ft lb/s				1.356	1.000	0.138	0.001	
kg m/s	0.013	0.013	0.009	9.806	7.233	1.000	0.009	0.002
BTU/s	1.434	1.415	1.055	1 055.000	778.100	107.580	1.000	0.252
kcal/s	5.692	5.614	4.186	4 186.000	3 088.000	426.900	3.968	1.000

Presión							
de a	**atmósfera**	**Kg/cm²**	**lb/in²**	**mm de Hg**	**in de Hg**	**m de H_20**	**ft de H_2O**
atmósfera	1.000	1.033	14.696	760.000	29.921	10.330	33.899
kg/cm²	0.968	1.000	14.220	735.560	28.970	10.000	32.810
lb/in²	0.068	0.070	1.000	51.816	2.036	0.710	2.307
mm de Hg	0.001	0.001	0.019	1.000	0.039	0.013	0.044
in de Hg	0.033	0.035	0.491	25.400	1.000	0.345	1.133
m de agua	0.096	0.100	1.422	73.560	2.896	1.000	3.281
ft de agua	0.029	0.030	0.433	22.430	0.883	0.304	1.000

Energía								
de a	**CV hora**	**HP hora**	**kW hora**	**J**	**ft.lb**	**kgm**	**BTU**	**kcal**
CV hora	1.000	0.986	0.736				2 510.000	632.500
HP hora	1.014	1.000	0.746				2 545.000	641.200
kW hora	1.360	1.341	1.000				3 413.000	860.000
J				1.000	0.738	0.102		
ft.lb				1.356	1.000	0.138		
kgm				9.806	7.233	1.000		
BTU				1 054.900	778.100	107.580	1.000	0.252
kcal				4 186.000	3 087.000	426.900	426.900	1.000

Transmisividad			
de a	**cm²/s**	**gal/día/pie**	**m²/día**
cm²/s	1.000	695.694	8.640
gal/día/ft	0.001	1.000	0.012
m²/día	0.116	80.520	1.000

Conversión de pies y pulgadas, a metros												
ft, in/m	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
0	0.000	0.025	0.051	0.076	0.102	0.127	0.152	0.178	0.203	0.229	0.254	0.279
1	0.305	0.330	0.356	0.381	0.406	0.432	0.457	0.483	0.508	0.533	0.559	0.584
2	0.610	0.635	0.660	0.686	0.711	0.737	0.762	0.787	0.813	0.838	0.864	0.889
3	0.914	0.940	0.965	0.991	1.016	1.041	1.067	1.092	1.176	1.143	1.168	1.194
4	1.219	1.245	1.270	1.295	1.321	1.346	1.372	1.397	1.422	1.448	1.473	1.499
5	1.524	1.549	1.575	1.600	1.626	1.651	1.676	1.702	1.727	1.753	1.778	1.803
6	1.829	1.854	1.880	1.905	1.930	1.956	1.981	2.007	2.032	2.057	2.083	2.108
7	2.134	2.159	2.184	2.210	2.235	2.261	2.286	2.311	2.337	2.362	2.388	2.413
8	2.438	2.464	2.489	2.515	2.540	2.565	2.591	2.616	2.642	2.667	2.692	2.718
9	2.743	2.769	2.794	2.819	2.845	2.870	2.896	2.921	2.946	2.972	2.997	3.023
10	3.048	3.073	3.099	3.124	3.150	3.175	3.200	3.226	3.251	3.277	3.302	3.327
11	3.353	3.378	3.404	3.429	3.454	3.480	3.505	3.531	3.556	3.581	3.607	3.632
12	3.658	3.683	3.708	3.734	3.759	3.785	3.810	3.835	3.861	3.886	3.912	3.937
13	3.962	3.988	4.013	4.039	4.064	4.089	4.115	4.140	4.166	4.191	4.216	4.242
14	4.267	4.293	4.318	4.343	4.369	4.394	4.420	4.445	4.470	4.496	4.521	4.547
15	4.572	4.597	4.623	4.648	4.674	4.699	4.724	4.750	4.775	4.801	4.826	4.851
16	4.877	4.902	4.928	4.953	4.978	5.004	5.029	5.055	5.080	5.105	5.131	5.156
17	5.182	5.207	5.232	5.258	5.283	5.309	5.334	5.359	5.385	5.410	5.436	5.461
18	5.486	5.512	5.537	5.563	5.588	5.613	5.639	5.664	5.690	5.715	5.740	5.766
19	5.791	5.817	5.842	5.867	5.893	5.918	5.944	5.969	5.994	6.020	6.045	6.071
20	6.096	6.121	6.147	6.172	6.198	6.223	6.248	6.274	6.299	6.325	6.350	6.375
21	6.401	6.426	6.452	6.477	6.502	6.528	6.553	6.579	6.604	6.629	6.655	6.680
22	6.706	6.731	6.756	6.782	6.807	6.833	6.858	6.883	6.909	6.934	6.960	6.985
23	7.010	7.036	7.061	7.087	7.112	7.137	7.163	7.188	7.214	7.239	7.264	7.290
24	7.315	7.341	7.366	7.391	7.417	7.442	7.468	7.493	7.518	7.544	7.569	7.595
25	7.620	7.645	7.671	7,696	7.722	7.747	7.772	7.798	7.823	7.849	7.874	7.899
26	7.925	7.950	7.976	8.001	8.026	8.052	8.077	8.103	8.128	8.153	8.179	8.204
27	8.230	8.255	8.280	8.306	8.331	8.357	8.382	8.407	8.433	8.458	8.484	8.509
28	8.534	8.560	8.585	8.611	8.636	8.661	8.687	8.712	8.738	8.763	8.788	8.814
29	8.839	8.865	8.890	8.915	8.941	8.966	8.992	9.017	9.042	9.068	9.093	9.119
30	9.144	9.169	9.195	9.220	9.246	9.271	9.296	9.322	9.347	9.373	9.398	9.423
31	9.449	9.474	9.500	9.525	9.550	9.576	9.60 1	9.627	9.652	9.677	9.703	9.728
32	9.754	9.779	9.804	9.830	9.855	9.881	9.906	9.931	9.957	9.982	10.008	10.033
33	10.058	10.084	10.109	10.135	10.160	10.185	10.211	10.236	10.262	10.287	10.312	10.338
34	10.363	10.389	10.414	10.439	10.465	10.490	10.516	10.541	10.566	10.592	10.617	10.643
35	10.668	10.693	10.719	10.744	10.770	10.795	10.820	10.846	10.871	10.897	10.922	10.947

La segunda columna es la conversión de pies a metros; las siguientes columnas son la conversión de pulgadas a metros que se suman a la anterior conversión.

Tabla de conversión de pulgadas a milímetros								
Pulgadas	0	1/8	1/4	3/8	1/2	5/8	3/4	7/8
0	0	3.175	6.35	9.525	12.7	15.875	19.05	22.225
1	25.4	28.575	31.75	34.925	38.1	41.275	44.45	47.625
2	50.8	53.975	57.15	60.325	63.5	66.675	69.85	73.025
3	76.2	79.375	82.55	85.725	88.9	92.075	95.25	98.425
4	101.6	104.775	107.95	111.125	114.3	117.475	120.65	123.825
5	127.0	130.175	133.35	136.525	139.7	142.875	146.05	149.225
6	152.4	155.575	158.75	161.925	165.1	168.275	171.45	174.625
7	177.8	180.975	184.15	187.325	190.5	193.675	196.85	200.025
8	203.2	206.375	209.55	212.725	215.9	219.075	222.25	225.425
9	228.6	231.775	234.95	238.125	241.3	244.475	247.65	250.825
10	254.0	257.175	260.35	263.525	266.7	269.875	273.05	276.225
11	279.4	282.575	285.75	288.925	292.1	295.275	298.45	301.625
12	304.8	307.975	311.15	314.325	317.5	320.675	323.85	327.025
13	330.2	333.375	336.55	339.725	342.9	346.075	349.25	352.425
14	355.6	358.775	361.95	365.125	368.3	371.475	374.65	377.825
15	381.0	384.175	387.35	390.525	393.7	396.875	400.05	403.225
16	406.4	409.575	412.75	415.925	419.1	422.275	425.45	428.625
17	431.8	434.975	438.15	441.325	444.5	447.675	450.85	454.025
18	457.2	460.375	463.55	466.725	469.9	473.075	476.25	479.425
19	482.6	485.775	488.95	492.125	495.3	498.475	501.65	504.825
20	508.0	511.175	514.35	517.525	520.7	523.875	527.05	530.225
21	533.4	536.575	539.75	542.925	546.1	549.275	552.45	555.625
22	558.8	561.975	565.15	568.325	571.5	574.675	577.85	581.025
23	584.2	587.375	590.55	593.725	596.9	600.075	603.25	606.425
24	609.6	612.775	615.95	619.125	622.3	625.475	628.65	631.825
25	635.0	638.175	641.35	644.525	647.7	650.875	654.05	657.225
26	660.4	663.575	666.75	669.925	673.1	676.275	679.45	682.625
27	685.8	688.975	692.15	695.325	698.5	701.675	704.85	708.025
28	711.2	714.375	717.55	720.725	723.9	727.075	730.25	733.425
29	736.6	739.775	742.95	746.125	749.3	752.475	755.65	758.825
30	762.0	765.175	768.35	771.525	774.7	777.875	781.05	784.225

Fórmulas generales para la conversión de los diferentes sistemas

Centígrados a Fahrenheit	°F=9/5°C+32
Fahrenheit a Centígrados	°C=5/9 (°F-32)
Réaumur a Centígrados	°C=5/4 °R
Fahrenheit a Réaumur	°R=4/9 (°F-32)
Réaumur a Fahrenheit	°F=(9/4°R)+32
Celsius a Kelvin	°K=273.15+°C
Fahrenheit a Rankine	°Ra=459.67+°F
Rankine a Kelvin	°K=5/9°Ra

Factores químicos de conversión					
	A	B	C	D	E
Constituyentes	**epm a ppm**	**ppm a epm**	**epm a gpg**	**gpg a epm**	**ppm a ppm $CaC0_3$**
calcio Ca^{+2}	20.04	0.04991	1.1719	0.8533	2.4970
hierro Fe^{+2}	27.92	0.03582	1.6327	0.6125	1.7923
magnesio Mg^{+2}	12.16	0.08224	0.7111	1.4063	4.1151
potasio K^{+1}	39.10	0.02558	2.2865	0.4373	1.2798
sodio Na^{+1}	23.00	0.04348	1.3450	0.7435	2.1756
bicarbonato $(HCO_3)^{-1}$	61.01	0.01639	3.5678	0.2803	0.8202
carbonato $(CO_3)^{-2}$	30.00	0.03333	1.7544	0.5700	1.6680
cloro $(Cl)^{-1}$	35.46	0.02820	2.0737	0.4822	1.4112
hidróxido $(OH)^{-1}$	17.07	0.05879	0.9947	1.0053	2.9263
nitrato $(NO_3)^{-1}$	62.01	0.01613	3.6263	0.2758	0.8070
fosfato $(PO_4)^{-3}$	31.67	0.03158	1.8520	0.5400	1.5800
sulfato $(SO_4)^{-2}$	48.04	0.02082	2.8094	0.3559	1.0416
bicarbonato de calcio $Ca(HCO_3)_2$	805.00	0.01234	4.7398	0.2120	0.6174
carbonato de calcio $(CaCO_3)$	50.04	0.01998	2.9263	0.3417	1.0000
cloruro de calcio $(CaCl_2)$	55.50	0.01802	3.2456	0.3081	0.9016
hidróxido de calcio $Ca(OH)_2$	37.05	0.02699	2.1667	0.4615	1.3506
sulfato de calcio $(CaSO_4)$	68.07	0.01469	3.9807	0.2512	0.7351
bicarbonato férrico $Fe(HCO_3)_3$	88.93	0.01124	5.2006	0.1923	0.5627
carbonato férrico $Fe_2(CO_3)_3$	57.92	0.01727	3.3871	0.2951	0.8640
sulfato férrico $Fe_2(CO_4)_3$	75.96	0.01316	4.4421	0.2251	0.6588
bicarbonato magnésico $Mg(HCO_3)_2$	73.17	0.01367	4.2789	0.2337	0.6839
carbonato magnésico $(MgCO_3)$	42.16	1.02372	2.4655	0.4056	1.1869
cloruro de magnesio $(MgCl_2)$	47.62	0.02100	2.7848	0.3591	1.0508
hidróxido de magnesio $Mg(OH)_2$	29.17	0.03428	1.7058	0.5862	1.7155
sulfato de magnesio $(MgSO_4)$	60.20	0.01661	3.5202	0.2841	0.6312

epm = equivalentes por millón
ppm = partes por millón
gpg = granos por galón
p.p.m. $CaC0_3$ = partes por millón de carbonato de calcio

Ilustraciones

Ilustración 1.1 Zonas de un acuífero (Guía didáctica de los acuíferos del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla) 3
Ilustración 1.2 Tipos de acuífero 3
Ilustración 1.3 Recargas artificiales a) por bancos de infiltración; b) por lagunas de infiltración; c) almacenamiento y recuperación del acuífero; d) prevención de la intrusión salina 5
Ilustración 1.4 Recarga artificial de los acuíferos 8
Ilustración 1.5 Diagrama esquemático del reúso del agua a) Reúso portable indirecto incidental; b) reúso potable indirecto planeado; c) reúso potable directo 10
Ilustración 1.6 Esquema de los sistemas de tratamiento SAT 15
Ilustración 1.7 Tipos de obstrucción que reducen la velocidad de infiltración 23
Ilustración 1.8 Recarga del río Santa Ana en el condado de Orange, California: a) Vista aérea de la cuenca, b) Presas utilizadas para desviar el agua del río, c) Difusión de las cuencas formando lechos del río 26
Ilustración 3.1 Etapas de la evaluación preliminar 51
Ilustración 3.2 Esquema representativo de las diferentes zonas de protección de la calidad del agua subterránea en un pozo destinado al abastecimiento humano 59
Ilustración 4.1 Puntos de cumplimiento con requerimientos normativos de calidad del agua dentro del esquema de manejo del acuífero 80
Ilustración 5.1 Proceso de lodos activados 97
Ilustración 5.2 a) Sistema de lodos activados, proceso de flujo pistón; b) sistema de lodos activados, proceso de mezcla completa 99
Ilustración 5.3 Sistema de lodos activados a) proceso de contacto y estabilización; b) proceso de aireación extendida 100
Ilustración 5.4 Sistema de lodos activados a) proceso de zanja de oxidación; b) proceso Kraus 101
Ilustración 5.5 Biofiltro percolador de lecho empacado 102
Ilustración 5.6 Principales componentes del sistema de biodiscos 104
Ilustración 5.7 Sistema de biodiscos en el tratamiento de aguas residuales 105
Ilustración 5.8 Transformaciones del nitrógeno mediante los procesos de nitrificación y desnitrificación 106
Ilustración 5.9 Sistema de nitrificación-desnitrificacion configuración Wuhrmann 107
Ilustración 5.10 Sistema de nitrificación-desnitrificacion, configuración Ludzack-Ettinger 108
Ilustración 5.11 Sistema de nitrificación-desnitrificación configuración Bardenpho 108
Ilustración 5.12 a) Sistema de nitrificación-desnitrificación en canales de oxidación; b) zonas del canal de oxidación 109
Ilustración 5.13 Ciclo de operación de un SBR 110
Ilustración 5.14 Remoción exclusiva de fósforo en el proceso A/O 112
Ilustración 5.15 Remoción simultánea de nitrógeno y fósforo por el sistema UCT 113

Ilustración 5.16 Tipos de filtros rápidos de arena 119
Ilustración 5.17 Operación de las membranas a) filtración directa b) filtración tangencial o de flujo cruzado 120
Ilustración 5.18 Una visión general de los aspectos relevantes de filtración por membrana 121
Ilustración 5.19 Configuración de un biorreactor: a) de membrana externa, b) de membrana sumergida 124
Ilustración 5.20 Módulo de ósmosis inversa 137
Ilustración 5.21 Diagrama esquemático del trabajo de una resina de intercambio catiónico 140
Ilustración 5.22 Diagrama de elctrodialisis 145
Ilustración 5.23 Diagrama de flujo del tren de tratamiento de la planta de Orange, California, 1977 156
Ilustración 5.24 Procesos unitarios de la planta de tratamiento de Orange: a) módulo de sedimentación, b) filtros rápidos, c) módulo de tratamiento con luz UV 156
Ilustración 5.25 Diagrama de flujo del tren de tratamiento avanzado del Condado de Orange, California, 2001 158
Ilustración 5.26 Módulos de la planta de tratamiento avanzado de Orange: a) módulo de microfiltración (filtros de cartucho), c) ósmosis inversa, d) oxidación avanzada y desinfección 158
Ilustración 5.27 Diagrama de flujo del tren de tratamiento de la PTAR avanzado en Torreele, Bélgica 160
Ilustración 5.28 a) Los campos de infiltración de Shafdan en 1972 b) Actual planta de tratamiento de lodos activados (1996) 161
Ilustración 5.29 a) Diagrama de flujo de la PTAR de Shafdan, Israel b) Recarga directa de acuíferos en Israel 162
Ilustración 5.30 Diagrama de flujo del tratamiento de la planta de Fred Hervey en El Paso, Texas 164
Ilustración 5.31 Diagrama de flujo del tratamiento de la planta de Big Springs, Texas 166
Ilustración 5.32 Ubicación de la región de Nardo y composición del suelo encima del acuífero 167
Ilustración 5.33 Esquema de la recarga del acuífero en Nardo, Italia 168
Ilustración 5.34 Planta de tratamiento de West Basin Municipal Water District, California 169
Ilustración 5.35 Sistema de recarga de las cuencas de infiltración de Montebello, California. a) Ubicación; b) Cuencas de infiltración 171
Ilustración 5.36 Diagrama de tren de tratamiento de la PTAR de Scottsdale 172
Ilustración 5.37 a) Pozos de infiltración, b) Sistema de membranas instaladas en el Campus del Agua, Scottsdale 173
Ilustración 5.38 a) Clarificador secundario, planta de tratamiento Roger Road (Davis, 2013), b) Descarga de la planta de aguas regeneradas al río Santa Cruz, c) Mapa geográfico de las cuencas de infiltración (Water, 2005) 175
Ilustración 5.39 Localización y disposición del suministro de agua de Atlantis 176
Ilustración 5.40 a) Disposición del agua por cuenca, b) Diagrama del tren de tratamiento de la planta de aguas residuales 177
Ilustración 5.41 Tren de tratamiento de la PTAR de Tesalonica 179
Ilustración 5.42 a) Módulos de membrana de la PTART, b) Módulos de ósmosis inversa operación en paralelo 180

Ilustración 5.43 Planta de tratamiento de Tesalonica, Grecia 180
Ilustración 5.44 Esquematización del sistema de tratamiento de agua para reúso en Sabadel 181
Ilustración 5.45 Tren de proceso para Windhoek, Namibia 184
Ilustración 5.46 Procesos unitarios de la planta de tratamiento de Windhoek, Namibia 184
Ilustración 5.47 Vista aérea de la PTAR de Gaobeidian 186
Ilustración 5.48 Tren de tratamiento de la PTAR de Gaobeidian, Pekin 187
Ilustración 5.49 a) Sistema de filtros rociadores, b) Lodos activados, c) Vista panorámica de la planta de tratamiento TolucaNorte 190
Ilustración 5.50 Tratamiento avanzado de la planta Toluca Norte 191
Ilustración 5.51 Tren de tratamiento avanzado: a) Filtro percolador; b) Cárcamo de bombeo 2, coagulación y sedimentador secundario; c) Filtros de arena y carbón activado; d) Desinfección UV 192
Ilustración 5.52 Remoción promedio anual de materia orgánica en la PTAR de Toluca Norte 192
Ilustración 5.53 Recarga al acuífero del Valle de Toluca, a) Pozo de inyección; b) Efluentes de los diferentes procesos de tratamiento; c) Pozos de monitoreo 194
Ilustración 5.54 Ubicación de la planta de tratamiento de tipo lagunar, San Luis Río Colorado, Sonora 195
Ilustración 5.55 Tanque piloto para la recarga del acuífero en pruebas preliminares 195
Ilustración 5.56 Lagunas de infiltración de San Luis Río Colorado, vista aérea del tren lagunar 196
Ilustración 5.57 Tren de tratamiento de Cloudcroft, Nuevo México 199
Ilustración 5.58 Planta de tratamiento de la cuidad de Korba, Túnez 200
Ilustración 5.59 Tren de tratamiento de multibarreras en Singapur 202
Ilustración 6.1 Los tres procesos biológicos: lodos activados, filtro percolador y biodiscos 204
Ilustración 6.2 Trenes de tratamiento: a) Filtración y adsorción conectados en serie para el tratamiento del efluente secundario; b) Módulo para el estudio del tratamiento primario avanzado 204
Ilustración 6.3 Instalación experimental para desmineralización: ósmosis inversa, electrodiálisis e intercambio iónico 205
Ilustración 6.4 Remoción promedio de sólidos suspendidos, materia orgánica, nitrógeno y fósforo obtenida con los sistemas de tratamiento biológico (LA-lodos activados, BF-biofiltro (percolador, empaque plástico), BD-biodiscos, LAD-lodos activados con desnitrificación, BFD-biofiltro con desnitrificación) 207
Ilustración 6.5 Reducción de la turbiedad del agua obtenida en los trenes de tratamiento con procesos biológicos: E-entrada al reactor biológico, LA-efluente del sistema de lodos activados, BF-efluente del bio-filtro convencional, BD-efluente del sistema de biodiscos, LAD-efluente del sistema lodos activados con desnitrificación, F-efluente del módulo de filtración, A-efluente del módulo de adsorción, D-efluente de la desinfección, ED-efluente del módulo de electrodiálisis, II-efluente del módulo de intercambio iónico, OI-efluente de la ósmosis inversa 208

Ilustración 6.6 Comparación de las concentraciones de SST y de los valores de DQO y DBO en los efluentes de los diferentes sistemas de tratamiento (resultados correspondientes a tres intervalos de concentraciones iniciales de las aguas residuales, Ci-1, Ci-2 y Ci-3, contenido de contaminantes bajo, mediano y alto, respectivamente) 211
Ilustración 6.7 Costos unitarios del sistema de lodos activados y del tratamiento avanzado del efluente secundario, dependiendo del caudal y la concentración de contaminantes en el agua residual (AR) 218

Tablas

Tabla 1.1 Métodos y dispositivos de recarga artificial 7
Tabla 1.2 Factores que favorecen el reúso potable indirecto 11
Tabla 1.3 Categorías del reúso no potable del agua y sus aplicaciones típicas 12
Tabla 1.4 Principales métodos para la recarga de acuíferos 18
Tabla 1.5 Métodos de recarga de acuíferos en diferentes países 25
Tabla 2.1 Dosis infecciosa 32
Tabla 2.2 Supervivencia típica de patógenos 32
Tabla 2.3 Nuevos compuestos de interés 37
Tabla 2.4 Sugerencia de los valores para algunos compuestos presentes en el agua cruda para ser utilizada en la producción de agua potable 38
Tabla 2.5 Pasos a seguir para la evaluación de riesgos 40
Tabla 2.6 Modelo sistemático en 4 fases 42
Tabla 3.1 Beneficios y consecuencias potenciales con respecto a la inversión en la gestión de las aguas subterráneas 48
Tabla 3.2 Valores del agua subterránea según cada grupo interesado 49
Tabla 3.3 Causas potenciales al deterioro de la calidad del agua 52
Tabla 3.4 Tipos de estudios epidemiológicos 63
Tabla 3.5 Patógenos y su presencia en suministros de agua 64
Tabla 3.6 Posibles contaminantes químicos presentes en aguas subterráneas 64
Tabla 3.7 Contaminantes químicos persistentes y sus efectos a salud 65
Tabla 3.8 Datos de muestras e información ambiental de interés para la investigación de las fuentes de agua 66
Tabla 4.1 Ventajas y desventajas de algunos aspectos a considerar para el desarrollo de estándares para agua potable 75
Tabla 4.2 Criterios de calidad para la reutilización de agua residual depurada en recarga de acuíferos por percolación e inyección directa sedún el Decreto Royal 1620/2007 83
Tabla 5.1 Tipos de tratamiento utilizados para la remoción de diferente contaminantes 90
Tabla 5.2 Rango de dosis de coagulante recomendadas por tratamiento 95
Tabla 5.3 Principales aplicaciones de los diferentes procesos de flotación 96
Tabla 5.4 Concentración límite de contaminantes permitida a la entrada del sistema biológico y opciones de pretratamiento (W. W. Eckenfelder y J.L . Musterman, 1995) 98
Tabla 5.5 Concentración típica de los compuestos nitrogenados en el agua residual 105
Tabla 5.6 Sistemas biológicos para la remoción simultanea de nutrientes 111
Tabla 5.7 Características de los medios filtrantes 117
Tabla 5.8 Volúmenes de filtrado por m^2 de membrana de microfiltración 121
Tabla 5.9 Características de los diferentes tipos de membranas 123
Tabla 5.10 Comparación entre MBR con membrana sumergida y externa 124

Tabla 5.11 Principales uso del carbón activado en el tratamiento de aguas residuales 127
Tabla 5.12 Características físicas de diversos carbones granulares 128
Tabla 5.13 Condiciones y limitaciones de los procesos de oxidación directa 131
Tabla 5.14 Procesos avanzados de oxidación 131
Tabla 5.15 Ventajas y desventajas de los procesos avanzados de oxidación 133
Tabla 5.16 Ventajas y desventajas de los procesos avanzados de oxidación (continuación) 134
Tabla 5.17 Métodos básicos para el ablandamiento del agua 135
Tabla 5.18 Calidad del agua y medidas de la transmitancia 154
Tabla 5.19 Valores promedio anual de los principales parámetros 190
Tabla 6.1 Valores de los parámetros de calidad del agua residual utilizados en las corridas en el programa Capdet Works 206
Tabla 6.2 Calidad de los efluentes finales de diferentes trenes de tratamiento versus los estándares para agua potable 209
Tabla 6.3 Costo de los trenes de tratamiento para un caudal de 300 L/s y las tres cargas del agua 212
Tabla 6.4 Costo de los trenes de tratamiento para un caudal de 750 L/s y las tres cargas del agua 213
Tabla 6.5 Costo de los trenes de tratamiento para un caudal de 1 000 L/s y las tres cargas del agua 216
Tabla A.1 Calidad del Agua Residual Tratada para Recarga Artificial 235
Tabla A.2 Requisitos Relativos a la Distancia Mínima a las Captaciones y al Tiempo de Residencia en el 236