



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

**TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE AGUAS RESIDUALES
DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE EN
CHILE**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

SEBASTIÁN IGNACIO FERNÁNDEZ ACUÑA

PROFESOR GUÍA
GERARDO AHUMADA THEODULOZ

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
MARÍA PÍA MENA PATRI
JORGE CASTILLO GONZÁLEZ

SANTIAGO DE CHILE
2015

RESUMEN DE MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

POR: Sebastián Fernández Acuña

FECHA: 5 de marzo de 2015

PROF. GUÍA: Sr. Gerardo Ahumada Theoduloz

TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE EN CHILE

La falta de normativas específicas que regulen el manejo de las aguas residuales originadas en las plantas de tratamiento de agua potable del país da lugar a prácticas cuestionables como las descargas a cauces naturales. Las descargas de aguas residuales del tratamiento de agua potable no forman parte de la norma de descarga de efluentes líquidos a cuerpos de agua superficiales (D.S. N°90/2000). Esta falta de tratamiento provoca problemas ambientales, como embancamientos en el cauce. La ausencia de un control de las características y parámetros que deben ser reducidos en estas aguas es consecuencia de la falta de normativas que regulen su manejo, lo cual constituye un riesgo para la salud de la comunidad y su entorno.

El objetivo es definir los procesos y las unidades que deben componer el tratamiento de las aguas residuales producidas. El propósito del estudio involucra la caracterización de las aguas residuales y la definición de los parámetros relevantes a reducir. Por otra parte se busca recopilar los procesos de tratamiento que se utilizan en Chile para las aguas residuales de las plantas de agua potable y contrastarlo con las situaciones en aquellos países que han regulado el manejo de estas aguas en sus plantas. Para ello se realizó una revisión bibliográfica y recopilación de antecedentes para caracterizar las aguas residuales. Se revisó la base de infraestructura de las plantas de tratamiento de agua potable de Chile para conocer si se provee algún tratamiento a las aguas residuales. Se revisaron normativas y estudios de países en los cuales se ha regulado el tema y los estándares que contemplan.

Finalmente se define el tratamiento o el manejo de un agua residual de acuerdo a sus características.

AGRADECIMIENTOS.

Este trabajo marca el final de mi etapa universitaria y haberla conseguido es gracias a las innumerables personas que me han brindado su apoyo y confianza.

A mis padres, a la Maca y al Miky, les agradezco el infinito amor y apoyo que me han entregado, ya que producto de ello me he convertido en quién soy.

A mi novia María Esperanza Hermosilla G. le agradezco todo su amor, energía y cariño, los cuales me han permitido soñar y seguir de pie pese a las adversidades que han aparecido durante este proceso.

Al profe Gerardo le agradezco la confianza, el tiempo y todo el apoyo que me ha entregado durante este trabajo, al igual que la profe Pía y el profe Jorge. Ellos se han convertido en un referente para mí y gracias a su estilo he adquirido el gusto por esta parte del estudio del agua.

A mis amigos (Felipe, Nacho, Gulppi, Ivo, Richard, Tata y Sebastián) les agradezco los consejos y toda la buena onda con la que se ha pasado la universidad.

A las tías de la biblioteca central y de civil, les agradezco su buena energía con la que me trataron y todas las ayudas que me entregaron.

A mis amigos de la salsa cubana (casino) les agradezco su alegría y la fuerza que he adquirido para seguir chapeando.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1	ANTECEDENTES.....	1
1.2	OBJETIVOS.....	2
1.2.1	OBJETIVO GENERAL.....	2
1.2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	2
1.3	METODOLOGÍA.....	3
1.4	ORGANIZACIÓN DEL INFORME.....	4
2	TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE Y GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE PROCESOS.....	5
2.1	ASPECTOS GENERALES DEL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.....	5
2.1.1	PROCESO DE COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN.....	6
2.1.2	PROCESO DE SEDIMENTACIÓN.....	8
2.1.3	PROCESO DE FILTRACIÓN.....	9
2.1.4	PROCESO DE ABLANDAMIENTO.....	10
2.1.5	PROCESO DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO.....	10
2.1.6	PROCESO DE REMOCIÓN DE FIERRO MANGANESO.....	11
2.1.7	PROCESO DE OSMOSIS INVERSA.....	12
2.2	CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	13
2.2.1	AGUAS RESIDUALES DE PRE-SEDIMENTACIÓN.....	16
2.2.2	AGUAS RESIDUALES DE COAGULACIÓN.....	16
2.2.3	AGUAS RESIDUALES DE LAVADO DE FILTROS.....	22
2.2.4	AGUAS RESIDUALES DE ABLANDAMIENTO.....	24
2.2.5	AGUAS RESIDUALES DE OSMOSIS INVERSA.....	29
2.3	EFFECTOS AMBIENTALES DE LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES A CURSOS DE AGUA.....	31
3	ALGUNAS NORMAS Y LINEAMIENTOS PARA EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES DEL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.....	34
3.1	INTRODUCCIÓN.....	34
3.2	NORMATIVAS DE EMISIÓN.....	36
3.2.1	DESCARGAS A CUERPOS DE AGUA SUPERFICIALES.....	36
3.2.2	DESCARGAS AL ALCANTARILLADO.....	43

3.3	NORMATIVAS DE RESIDUOS SÓLIDOS.....	48
3.3.1	PERMISO GENERAL WMGR017 ESTADO DE PENNSYLVANIA (EE. UU.)..	48
3.3.2	NORMATIVA MEXICANA.....	49
3.4	LINEAMIENTOS PARA EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES.....	52
3.4.1	ECUALIZACIÓN DE LA DESCARGA.....	54
3.4.2	REDUCCIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.....	55
3.4.3	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.....	57
3.4.4	CERO DESCARGAS LÍQUIDAS.....	58
4	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.....	58
4.1	INTRODUCCIÓN.....	58
4.1.1	CO-TRATAMIENTO.....	58
4.1.2	TRATAMIENTO.....	59
4.2	TECNOLOGÍAS PRIMARIAS.....	60
4.2.1	ECUALIZACIÓN DEL FLUJO.....	61
4.2.2	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LAVADO DE FILTROS.....	61
4.2.3	MEZCLA.....	61
4.2.4	ESPEZAMIENTO.....	62
4.2.5	ACONDICIONAMIENTO.....	66
4.2.6	DESHIDRATACIÓN NO MECÁNICA (NATURAL).....	67
4.3	TECNOLOGÍAS MECÁNICAS AVANZADAS.....	71
4.3.1	DESHIDRATACIÓN MECÁNICA.....	71
4.3.2	RECUPERACIÓN DE COAGULANTES.....	80
4.4	RECIRCULACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.....	83
4.5	DISPOSICIÓN FINAL DE LOS SÓLIDOS.....	84
4.5.1	PRODUCTOS COMERCIALES.....	85
4.5.2	APLICACIÓN EN TIERRA.....	85
4.5.3	DISPOSICIÓN EN RELLENOS.....	86
4.6	CONCLUSIONES DEL TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE AGUAS RESIDUALES.....	88
5	TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE EN CHILE.....	91

5.1	INTRODUCCIÓN	91
5.2	CATASTRO DE INSTALACIONES.....	95
5.3	PROPUESTA DE MANEJO DE AGUAS RESIDUALES POR PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.....	99
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	106
7	BIBLIOGRAFÍA.....	109
8	ANEXO.....	115

1 INTRODUCCIÓN

1.1 ANTECEDENTES

Las plantas de tratamiento de agua potable en Chile producen agua de muy buena calidad desde distintas fuentes para el consumo humano. En el país, la calidad de las fuentes de agua potable presenta una gran variabilidad espacial; las aguas del Norte Grande se caracterizan por su mayor contenido de sales disueltas fundamentalmente asociadas a sulfatos, cloruros y dureza, y en algunos casos además, poseen alto contenido de arsénico, asociados al volcanismo cuaternario altiplánico. En las aguas del Norte Chico, el contenido salino es menor aun cuando es posible encontrar un alto contenido de calcio y magnesio en la litología que le confieren cualidades duras a sus fuentes de agua (DGA, 2003). En la zona central, la calidad del agua en relación a la salinidad mejora, pero aparece la turbiedad debido a que en general se trata de fuentes superficiales. En la zona sur la calidad de las aguas presenta valores adecuados, con algunas excepciones en la presencia de fierro y manganeso. En la zona austral, la calidad de las aguas es afectada en algunos casos por presencia de color.

De este modo, y según la calidad de las fuentes de agua potable es necesario aplicar distintos tipos de procesos de tratamiento. La mayor parte de las fuentes de agua potable existentes solo requieren de tratamiento convencional (coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección). Según la calidad del agua cruda, el tratamiento permite la remoción de turbiedad y de ciertos parámetros críticos (arsénico, hierro, manganeso, etc.) que corresponden a aquellos elementos con concentraciones superiores a lo establecido en la norma chilena NCh 409/1. Of.2005. Para el caso de sales disueltas, en general se utilizan procesos de membrana.

Producto de la remoción de los parámetros críticos se generan residuos, líquidos (aguas residuales) cuya composición corresponde a los elementos removidos del agua cruda y a la adición de productos químicos (coagulantes, polielectrolitos, etc.) durante el tratamiento.

En el país existen normas que regulan las descargas de residuos líquidos, pero no existen reglamentos específicos respecto a los procesos de aguas residuales de las plantas de tratamiento de agua potable. Por lo tanto, no hay un criterio acerca de las características o parámetros que deben priorizarse y ser controlados.

En general, el manejo actual de las aguas residuales originadas en las plantas de tratamiento de agua potable en Chile no está orientado a mejorar las características de estos residuos para su posterior disposición. Una práctica usual en el país es que estos residuos

líquidos sean descargados a un curso de agua cercano, lo cual puede provocar embancamientos y obstrucciones al escurrimiento. Algunos parámetros pueden originar efectos ambientales adversos como deterioro de la vida acuática.

Un estudio anterior (Matamoras, 2005) ha presentado antecedentes para caracterizar distintos tipos de aguas residuales producidas en plantas de tratamiento de agua potable en Chile. Esto permite avanzar en la caracterización de estas aguas y así poder establecer cuáles son los procesos que debiesen implementarse en cada planta de acuerdo a las necesidades de tratamiento que requieran.

Por lo tanto es necesario avanzar en la definición de normativas específicas e implementar criterios y procesos apropiados para el manejo de las aguas residuales de las plantas de tratamiento de agua potable del país.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GENERAL

El objetivo principal es definir los procesos y unidades del sistema de tratamiento de aguas residuales originadas en las plantas de tratamiento de agua potable en Chile.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

El estudio propuesto en esta memoria tiene cinco objetivos específicos que se detalla a continuación:

- Caracterización de los parámetros relevantes a reducir de las aguas residuales del tratamiento de agua potable.
- Descripción de los problemas sanitarios del cuerpo receptor de residuos líquidos producto de ciertos parámetros presentes en las aguas residuales del tratamiento de agua potable.
- Análisis de normativa internacional y descripción de lineamientos para el manejo de aguas residuales del tratamiento de agua potable.
- Análisis de las alternativas de tratamiento y disposición de los residuos líquidos y/o sólidos, además de la descripción de los beneficios del proceso de recuperación de ciertos elementos y reutilización de estos en el tratamiento.
- Generación de un catastro de las instalaciones de aguas residuales en las plantas de tratamiento de agua potable del país.

1.3 METODOLOGÍA

A continuación se presenta la metodología establecida para conseguir los objetivos anteriormente planteados:

Caracterización de los parámetros relevantes a reducir de las aguas residuales del tratamiento de agua potable.

Se realizó un estudio bibliográfico de las características de las aguas residuales originadas en las plantas de agua potable del país. Se consultó memorias y publicaciones académicas relativas al tema y se identificó los parámetros críticos asociados a los diferentes tipos de aguas residuales

Descripción de los problemas sanitarios del cuerpo receptor de aguas residuales producto de ciertos parámetros presentes en las aguas residuales originadas en la PTAP.

Se consultó memorias y publicaciones académicas para determinar los efectos adversos en los cuerpos receptores debido al vertido de los efluentes originados del proceso de tratamiento de agua potable.

Análisis de normativa internacional y descripción de lineamientos para el manejo de aguas residuales del tratamiento de agua potable.

Se consultó y analizó los textos normativos respecto del tratamiento, la descarga y la disposición de los residuos líquidos y/o sólidos existentes en distintos países, tales como Estados Unidos, México, Colombia. En particular se analizó cada criterio utilizado para la selección de parámetros regulados y la determinación de los límites máximos de descarga.

Se describió lineamientos para el manejo de aguas residuales, en particular se analizó una secuencia de etapas para la minimización de la fase líquida y sólida de estas aguas.

Análisis de las alternativas de tratamiento y disposición de los residuos líquidos y/o sólidos, además de la descripción de los beneficios del proceso de recuperación de ciertos elementos y reutilización de estos en el tratamiento.

Se realizó un estudio bibliográfico de los procesos de tratamiento para las aguas residuales. Se analizó las alternativas de tratamiento de estas aguas y de disposición de los residuos sólidos. Se investigó acerca de los procesos de recuperación de ciertos elementos presentes en estas aguas y los beneficios de la reutilización de estos en el tratamiento.

Generación de un catastro de las instalaciones de aguas residuales en las PTAP en el país.

Se consultó la base de infraestructura de las PTAP del país, información en dominio de la Superintendencia de Servicios Sanitarios. El propósito de consultar la base de infraestructura es conocer los procesos efectuados en cada una de las plantas y determinar si cuentan con métodos, para el manejo de las aguas residuales originadas en el tratamiento de agua potable y sus características. En particular se revisaron las características técnicas principales de cada planta, tales como:

- Tipo de PTAP (tratamiento convencional para reducir turbiedad, desaladora por osmosis inversa, filtración directa para reducir fierro, etc.).
- Características relevantes de las aguas residuales, tales como los volúmenes respectivos de la planta y los parámetros a reducir.
- Procesos y unidades del sistema de tratamiento de las descargas de aguas residuales.

1.4 ORGANIZACIÓN DEL INFORME

El informe de este estudio está dividido en seis capítulos, los cuales son resumidos a continuación.

En el capítulo 2, tratamiento de agua potable y generación de aguas residuales de procesos, se revisan los antecedentes sobre el origen de las aguas residuales producto del tratamiento del agua potable. Se describe los procesos de coagulación, floculación, sedimentación, filtración, ablandamiento, remoción de arsénico, remoción de fierro-manganeso y osmosis inversa. Se presenta una caracterización de las aguas residuales producidas en las plantas de tratamiento de agua potable y describe los efectos ambientales de la descargas de aguas residuales del tratamiento de agua potable.

En el capítulo 3, se presenta algunas normas y lineamientos para el manejo de aguas residuales del tratamiento de agua potable. Se analiza los distintos marcos normativos internacionales y se determina los principales parámetros que se deben reducir en las aguas residuales. Luego se presenta lineamientos para el manejo de aguas residuales del tratamiento de agua potable.

En el capítulo 4, tratamiento de aguas residuales del tratamiento de agua potable, se analiza los distintos procesos existentes para tratar las aguas residuales del tratamiento de agua potable. Se describe las distintas alternativas de tratamiento, disposición y usos de los sólidos generados.

En el capítulo 5, se resume el tratamiento de las aguas residuales en las plantas de agua potables del país. Se analiza la situación de las plantas de tratamiento de agua potable en Chile respecto al tratamiento de sus aguas residuales, es decir, se presenta los resultados del catastro que se realizó a las plantas, se analiza el tratamiento de aquellas plantas que presenten tratamiento y se entregan recomendaciones al respecto.

En el capítulo 6, se presenta conclusiones respecto a los objetivos propuestos para esta memoria.

2 TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE Y GENERACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DE PROCESOS.

2.1 ASPECTOS GENERALES DEL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.

El 28 de julio de 2010 la Asamblea General de las Naciones Unidas reconoció explícitamente el derecho humano al agua y al saneamiento, reafirmando que un agua potable limpia y el saneamiento son esenciales para la realización de todos los derechos humanos. En Chile el agua potable se define como aquella que cumple con los requisitos microbiológicos, de turbiedad, químicos, radiactivos, organolépticos y de desinfección descritos en la norma NCh 409/1 Of.2005, que aseguran su inocuidad y aptitud para el consumo humano. En particular, el marco normativo regula la turbiedad y ciertos parámetros críticos (arsénico, hierro, manganeso, cloruros y sulfatos) presentes en el agua a la salida de la planta.

Según las características microbiológicas, químicas y organolépticas del agua de las fuentes de producción de agua potable, se debe disponer de sistemas de tratamiento apropiados que aseguren que el agua que se produzca cumple con los requisitos establecidos para el agua potable. Las fuentes de agua potable, como se presenta en la Tabla 2-1, se clasifican de acuerdo sus procesos de tratamiento, en tipo I, II, III, IV y V (Res. SISS N°3603, 2009).

Tabla 2-1: Clasificación y características de fuentes de producción de agua potable
(Fuente: Res. SISSN°3603, 2009).

Tipo	Características
I	Son las fuentes subterráneas cuyas aguas son factibles de ser tratadas sólo con el proceso de desinfección.
II	-Las fuentes subterráneas que por su turbiedad requieren ser tratadas con un proceso de filtración directa. - Las fuentes superficiales que requieren ser tratadas con un proceso de filtración directa.
III	Este tipo comprende las aguas que son factibles de potabilizar: - Con los procesos de coagulación, floculación, decantación y filtración. - Con un proceso complementario de oxidación, adsorción o regulación del pH
IV	Este tipo comprende a las aguas crudas Tipo III, que por su alta turbiedad (> 500 UNT), pueden requerir tratamiento de pre-sedimentación.
V	Para este tipo de fuente, los procesos convencionales no son suficientes y se debe complementar con procesos especiales(osmosis inversa, intercambio iónico, ablandamiento, electrodiálisis, ultrafiltración, nanofiltración u otro equivalente)

2.1.1 PROCESO DE COAGULACIÓN – FLOCULACIÓN.

El proceso de coagulación – floculación (Arboleda, 2000) corresponde a la etapa en la cual las partículas se aglutinan en pequeñas masas con peso específico mayor al agua llamadas flóculos. Este proceso se emplea para:

- Remoción de turbiedad orgánica o inorgánica que no puede sedimentar rápidamente.
- Remoción de color verdadero y aparente.
- Eliminación de bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación.
- Destrucción de algas y plancton en general.
- Eliminación de sustancias productoras de sabor y olor en algunos casos y de precipitados químicos suspendidos o compuestos orgánicos en otros.

La coagulación – floculación está compuesta por dos aspectos fundamentales. El primero concierne a la desestabilización de las partículas suspendidas, es decir la remoción de las fuerzas que las mantienen separadas (coagulación). El segundo corresponde al transporte de ellas dentro del líquido para que hagan contacto, generalmente estableciendo puentes entre si y formando una malla tridimensional de coágulos porosos (floculación).

2.1.1.1 COAGULACIÓN.

La coagulación (Aguilar et al., 2002) corresponde al proceso que ocurre al agregar el coagulante al agua (dura fracciones de segundo) por el que los componentes de una suspensión o disolución estable son desestabilizados por superación de las fuerzas que

mantienen su estabilidad, mediante una serie de reacciones químicas y físicas entre los coagulantes, la superficie de las partículas, la alcalinidad del agua y el agua misma.

Distintos coagulantes químicos pueden llevar a cabo la desestabilización mediante distintos caminos. Sin embargo, de acuerdo a las condiciones de uso, algunos elementos pueden funcionar como coagulantes o ayuda para la coagulación.

2.1.1.2 FLOCULACIÓN.

La floculación (Andía, 2000) es el proceso que continúa a la coagulación, el cual consiste en la agitación de la masa coagulada permitiendo el crecimiento y aglomeración de los flóculos recién formados, con la finalidad de aumentar el tamaño y peso necesarios para sedimentar con facilidad.

Estos flóculos inicialmente pequeños forman, al juntarse, aglomerados mayores que son capaces de sedimentar.

La floculación es mejorada gracias al mezclado lento que permite juntar poco a poco los flóculos. La mezcla demasiado intensa los rompe e impide que se vuelvan a formar en su tamaño y fuerza óptimos. La floculación no solo incrementa el tamaño de las partículas del flóculo, sino que también aumenta su peso.

Los contactos durante la floculación se clasifican en dos tipos (Ahumada, 2012):

- En aquellas partículas cuyo tamaño es menor a 1 micrón, el choque entre partículas se produce por el movimiento de las moléculas del líquido (movimiento Browniano).
- Para las partículas mayores a 1 micrón, el choque entre partículas se provoca debido a la turbulencia del líquido.

La fuente de movimiento en las partículas cuyo tamaño es menor a 1 micrón denominada floculación pericinética, corresponde al movimiento natural de las moléculas del agua y esta inducida por la energía térmica. Por otro lado para aquellas partículas cuyo tamaño es mayor a 1 micrón, su fuente de movimiento se denomina floculación ortocinética, la cual se basa en las colisiones de las partículas debido al movimiento del agua, el que es inducido por una energía exterior a la masa de agua y que puede ser de origen mecánico o hidráulico (Andía, 2000). En la Figura 2-1 se muestra un floculador hidráulico horizontal.



Figura 2-1: Floculador hidráulico horizontal.

Después que el agua es coagulada, es necesaria la aglomeración de los microflóculos; para que esto suceda se produce primero la floculación pericinética y luego la floculación ortocinética (Andía, 2000).

Para que el proceso de floculación ocurra de forma óptima, es necesario manejar adecuadamente el gradiente de velocidades de la unidad de floculación, de tal forma de lograr el tamaño de flóculo adecuado para su sedimentación y mantener la integridad de las partículas, sin provocar su rompimiento.

2.1.2 PROCESO DE SEDIMENTACIÓN.

La sedimentación (Ahumada, 2012) se entiende como aquellos fenómenos a través de los cuales los sólidos suspendidos en el líquido son separados de este mediante el efecto de la fuerza de gravedad. De este modo, los flóculos más densos que el agua van a alcanzar una velocidad que les permite llegar al fondo de la unidad de sedimentación en un tiempo adecuado, para ser posteriormente extraídos de la unidad mediante bombas. La mezcla del agua con los flóculos que alcanzaron a sedimentar da origen a las aguas residuales de coagulación. En la Figura 2-2 se presenta un esquema de sedimentación de flujo inclinado.

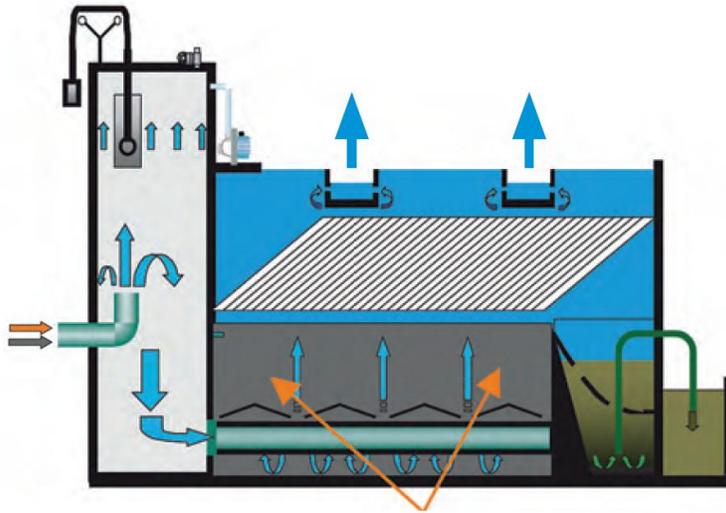


Figura 2-2: Esquema de sedimentación de flujo inclinado.

El proceso de sedimentación se utiliza para:

- Remoción de turbiedad.
- Remoción de color.
- Remoción de *Fe* y *Mn*.
- Eliminación de bacterias, virus y organismos patógenos.
- Eliminación de sustancias productoras de sabor y olor.
- Eliminación de precipitados químicos.

2.1.3 PROCESO DE FILTRACIÓN.

El proceso de filtración (Arboleda, 2000) consiste en la separación de las partículas (arcillas) y microorganismos (bacterias, virus y quistes protozoicos), que no han sido retenidos en los procesos anteriores (coagulación y sedimentación), mediante el uso de un lecho de arena o antracita que las retiene. De tal forma que el trabajo de filtración está relacionado directamente con la eficiencia de los procesos preparatorios.

Las partículas que ingresan al proceso de filtración viajan a través del lecho, para finalmente quedar retenidas en él, como se indica en la Figura 2-3.

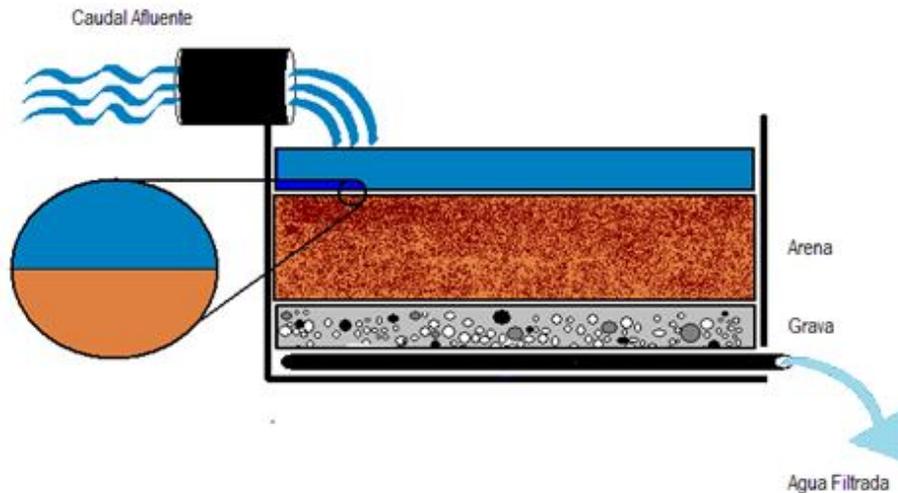


Figura 2-3: Esquema de filtración con lecho de arena.

2.1.4 PROCESO DE ABLANDAMIENTO

En nuestro país existen zonas en las cuales la presencia de cationes metálicos polivalentes, en especial el Ca^{2+} y Mg^{2+} , dan origen a la dureza en el agua cruda. En estas condiciones podría ser necesario aplicar un proceso de ablandamiento en el tratamiento del agua. Existen varios procesos de ablandamiento, como la precipitación del calcio y magnesio o intercambiadores iónicos. En el proceso de precipitación se logra la remoción de durezas carbonatadas mediante la adición de cal y la remoción de durezas no carbonatadas gracias a la incorporación de soda.

Este proceso de ablandamiento, en particular el empleo de la cal, requiere del uso de grandes cantidades de productos químicos y da origen a grandes cantidades de residuos.

2.1.5 PROCESO DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO

El arsénico es un metaloide cuyos compuestos son extremadamente tóxicos para el ser humano, especialmente el arsénico inorgánico. La presencia de arsénico en el agua potable puede ser el resultado de la disolución del mineral presente en cuencas hidrográficas cercanas a volcanes y naturalmente en el suelo por donde fluye el agua antes de su captación para uso humano, o bien, por vía antrópica por contaminación industrial. Algunos sistemas de eliminación que se recomiendan a nivel internacional implican tecnologías avanzadas o emergentes que generalmente requieren procesos extensos de pre-tratamiento y/o muy altos costos de construcción, operación y mantenimiento.

Para grandes volúmenes de agua la Organización Mundial de la Salud identificó al proceso de coagulación como una de las tecnologías más adecuadas en la remoción de arsénico (WHO, 2002).

El cloruro férrico FeCl_3 es el coagulante más utilizado en la remoción de arsénico en el agua potable (Itle, 2001). El cloruro férrico se hidroliza en el agua para tomar la forma de hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) cargado positivamente. El arsénico debe estar en su forma oxidada ($\text{As}(\text{V})$) para su remoción eficaz. Por lo cual, si hay presencia de arsenito ($\text{As}(\text{III})$) será necesario para oxidar a arsenato ($\text{As}(\text{V})$) mediante el uso de cloro como un proceso de pre-tratamiento. Arsenato ($\text{As}(\text{V})$) es un anión cargado negativamente y es atraído a las partículas o flóculos de hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) cargado positivamente. De esta manera el arsénico adsorbido puede ser removido mediante el proceso de sedimentación.

El proceso de coagulación mediante FeCl_3 (Sancha, 2006) es usado generalmente en la remoción de turbiedad, por lo que el empleo del mismo proceso en la remoción de arsénico permite una mejoría del tratamiento (tamaño del flóculo, cohesión y velocidad de sedimentación).

En la Tabla 2-2 se presenta la eficiencia en la remoción de arsénico para distintos procesos de tratamiento.

Tabla 2-2: Eficiencia en la remoción de arsénico (Fuente: EPA, 2000).

Proceso	Remoción	Observaciones
Coagulación (FeCl_3)	> 90%	$\text{As}(\text{V})$
Remoción de Fe-Mn	70 - 80%	$\text{As}(\text{V})$
Intercambio iónico	85 - 95%	$\text{As}(\text{V})$
Lecho de arena recubierta con óxido de hierro	85 - 95%	$\text{As}(\text{V})$
Ablandamiento	80 - 90%	$\text{As}(\text{V})$
Osmosis inversa	> 95%	$\text{As}(\text{V})$
	40 - 50%	$\text{As}(\text{III})$

Los rangos de eficiencia para los distintos procesos presentados en la Tabla 2-2 corresponden principalmente a la remoción de $\text{As}(\text{V})$, la eficiencia en la remoción de $\text{As}(\text{III})$ es menor y para mejorar el proceso se aplica una etapa de pre-oxidación.

2.1.6 PROCESO DE REMOCIÓN DE FIERRO MANGANESO.

El hierro y manganeso (Barlaková y Ilavský, 2009) se pueden hallar en el agua cruda en forma de ion simple (Fe^{2+} , Mg^{2+}) o en forma no disuelta como $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y $\text{Mg}(\text{OH})_4$,

respectivamente. También puede estar en forma coloidal unida a sustancias húmicas, las cuales corresponden a sustancias producto de la descomposición de restos orgánicos.

La forma en la cual se pueden hallar estos elementos (Fe y Mg) en el agua cruda depende de la concentración de oxígeno, la solubilidad de Fe y Mg en el agua, el valor del pH, el potencial redox, la hidrólisis, la presencia de sustancias formadoras de complejos orgánicos e inorgánicos, la temperatura del agua y la composición del agua (p. ej., contenido de CO₂).

El método más común de remoción de hierro y manganeso del agua corresponde al proceso de oxidación del hierro y manganeso (Fe²⁺ y Mg²⁺, ion ferroso e ion manganeso) solubles a sus formas insolubles (Fe³⁺ y Mg⁴⁺, ion férrico e ion manganeso tetravalente) y la posterior eliminación del precipitado mediante filtración. Los compuestos más usados en la oxidación del hierro son el aire, cloro y permanganato de potasio.

Los sólidos de estas aguas residuales consisten principalmente en óxido férrico, óxido de manganeso, y otros compuestos de hierro y manganeso, caracterizándose generalmente por un color rojo o negro. El volumen de estas aguas es comparable al de sus pares de coagulación ó ablandamiento

2.1.7 PROCESO DE OSMOSIS INVERSA

Cuando dos fluidos de distinta densidad se encuentra separados por una membrana semipermeable existe una diferencia de presión (presión osmótica) entre ambos, y el fluido menos denso tiene a pasar a través de la membrana hasta equilibrar dicha presión. Este es el fenómeno conocido como osmosis.

En la industria, esa tendencia natural se fuerza a actuar en sentido inverso en lo que lo haría la naturaleza. Este hecho es el que da el nombre al sistema que al llamamos osmosis inversa. Cuando se aplica en la sección afluyente una presión que excede el gradiente de osmosis natural del sistema, el agua es forzada a pasar a través de la superficie de la membrana, mientras los sólidos disueltos quedan retenidos.

La cantidad de presión necesaria para conducir el agua a través de la membrana depende del material de esta, su espesor y de la presión osmótica creada por el agua afluyente.

Generalmente el proceso de osmosis inversa está compuesto de tres etapas como se detalla en la Figura 2- 4.

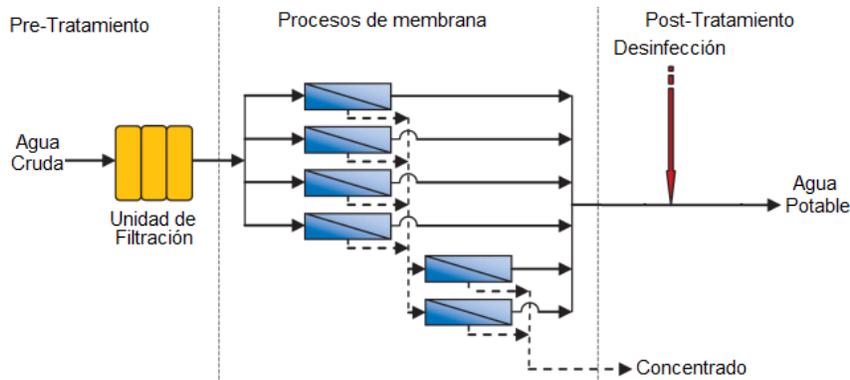


Figura 2-4: Esquema del proceso de osmosis inversa.

La primera etapa corresponde a la adición de ácido y un inhibidor de incrustaciones para evitar la precipitación de sales poco solubles, seguido de una malla filtrante de 5 a 20 μm para evitar el ingreso de partículas. El proceso de osmosis inversa requiere de una corriente afluyente libre de sólidos suspendidos, en presencia de estos el pre-tratamiento consistirá básicamente en un proceso de filtración para retirarlos antes de entrar en contacto con las membranas. La segunda etapa corresponde al proceso de membranas donde la corriente afluyente atraviesa la superficie de estas, siendo retenidas sustancias disueltas. La última etapa está formada por una serie de operaciones habituales en el tratamiento del agua, como la aireación, ajuste de pH, adición de químicos para el control de la corrosión y desinfección.

Las aguas que no atraviesan la membrana van a estar compuestas por una alta concentración de contaminantes disueltos, siendo posteriormente descartadas y pasando a conformar las aguas residuales de osmosis inversa.

2.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.

La composición y cantidad de residuos que se originan a través de los procesos de tratamiento del agua potable son variables. Debido a los cambios en la calidad del agua cruda y en las operaciones de tratamiento, las aguas residuales que se obtengan tendrán diferentes características y cantidades para distintos periodos en una misma planta de tratamiento o entre una planta y otra. En la Tabla 2-3 se muestra los principales tipos de residuos presentes en el agua cruda.

Parte del tratamiento del agua potable corresponde a la adición de una serie de productos químicos para la remoción de los contaminantes. Estos residuos quedan retenidos en las distintas unidades que conforman el tratamiento, los cuales en conjunto a las sustancias químicas agregadas y a ciertos elementos propios de la unidad (p. ej. arena, antracita, etc.), pasan a ser los componentes de las aguas residuales de los procesos de

tratamiento. En la Tabla 2-4 se presenta los principales residuos componentes de las aguas residuales.

Tabla 2-3: Residuos presentes en el agua cruda (Fuente: AWWA, 2002).

Residuos presentes en el agua cruda
Arcillas constituyentes de turbiedad
Compuestos no minerales introducidos por hojas y plancton

Tabla 2-4: Residuos agregados durante el tratamiento (Fuente: AWWA, 2002).

Residuos agregados durante el tratamiento
Hidróxido de aluminio
Hidróxido de hierro
Hidróxido de calcio
Sulfato de aluminio
Polielectrolitos
Carbón activo gastado o rechazo de los sistemas de carbón
Residuos de filtración lentes de arena
Residuos de plantas de remoción de hierro manganeso
Medios filtrantes gastados de filtros de precapa

El análisis de las aguas residuales pone de manifiesto la presencia de muchos compuestos que componen la corteza terrestre, variando las concentraciones según la naturaleza del terreno atravesado por el agua cruda.

Para la caracterización de las aguas residuales son fundamentales los siguientes aspectos:

- El tipo de agua residual.
- Las características que pueden influir en su deshidratado.
- Las cantidades de sólidos producidos.

Las aguas residuales se pueden clasificar por parámetro crítico o por proceso de tratamiento. Si bien en la literatura generalmente se incluye la clasificación por parámetro crítico, parece más adecuada su clasificación por proceso.

Las aguas residuales procedentes de las plantas de tratamiento de agua potable se pueden dividir en cinco categorías:

- Aguas residuales de pre – sedimentación.
- Aguas residuales de coagulación.
- Aguas residuales de lavado de filtros.
- Aguas residuales de ablandamiento.
- Aguas residuales de osmosis inversa.

De estas categorías cabe destacar a las aguas residuales de coagulación, lavado de filtros y ablandamiento, que corresponden a los principales residuos que se producen en las plantas de tratamiento de agua potable del país. Por otra parte, cada categoría de agua residual está relacionada con ciertos parámetros críticos, lo cual se presenta en la Figura 2-5.

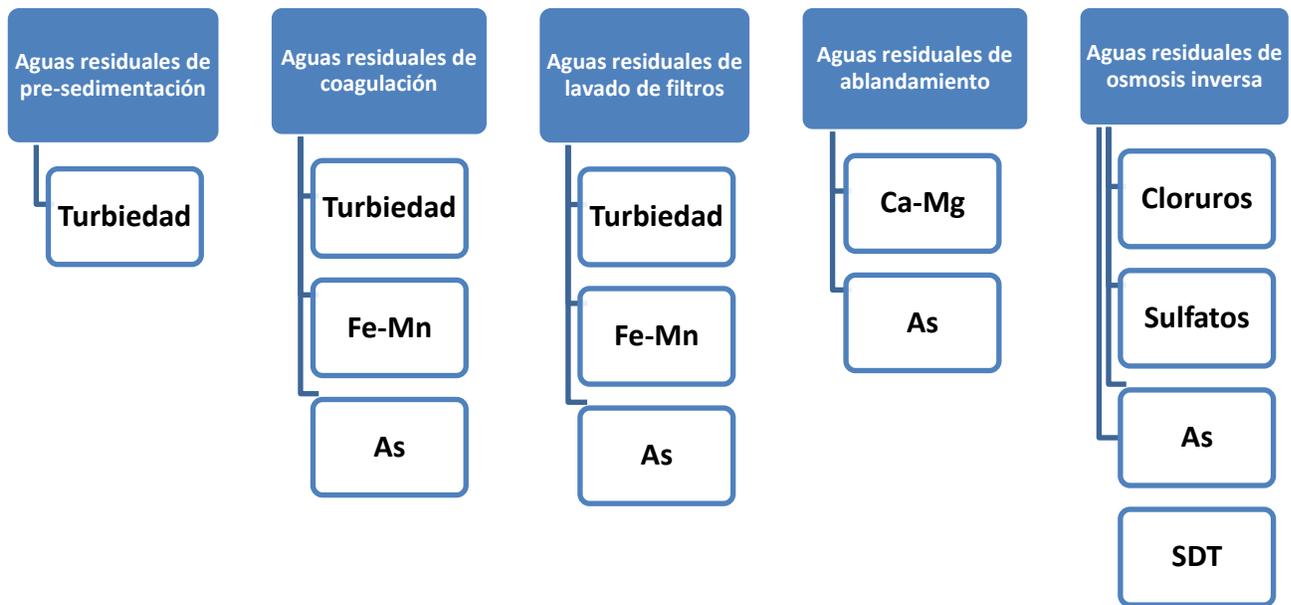


Figura 2-5: Categorías de aguas residuales y algunos de los principales parámetros críticos asociados.

2.2.1 AGUAS RESIDUALES DE PRE-SEDIMENTACIÓN.

Algunas plantas de tratamiento de agua potable cuyo parámetro crítico es la turbiedad emplean el proceso de pre-sedimentación antes de la coagulación para reducir la carga de sólidos en los procesos posteriores. En la Figura 2-6 se presenta un esquema del proceso de producción de aguas residuales de pre-sedimentación.

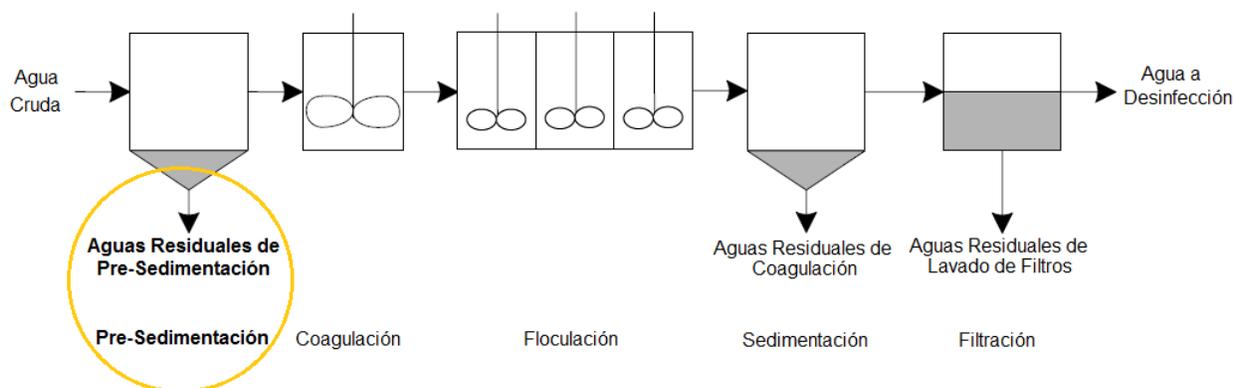


Figura 2-6: Esquema de la fuente de producción de aguas residuales de pre-sedimentación.

La fracción sólida de estas aguas residuales está compuesta por arcillas, limos, arenas y otros materiales sedimentables presentes en el agua cruda.

Estas aguas residuales pueden ser tratadas en conjunto con aguas residuales provenientes de los procesos subsecuentes sin disminuir la capacidad de espesado y deshidratado que se espera alcanzar con el tratamiento (Westerhoff, 1978).

2.2.2 AGUAS RESIDUALES DE COAGULACIÓN.

Las aguas residuales de coagulación corresponden a los residuos que se producen debido al proceso de coagulación-floculación y que finalmente, tras su decantación, son retirados de la unidad de sedimentación. En la Figura 2-7 se presenta un esquema del proceso de producción de aguas residuales de coagulación.

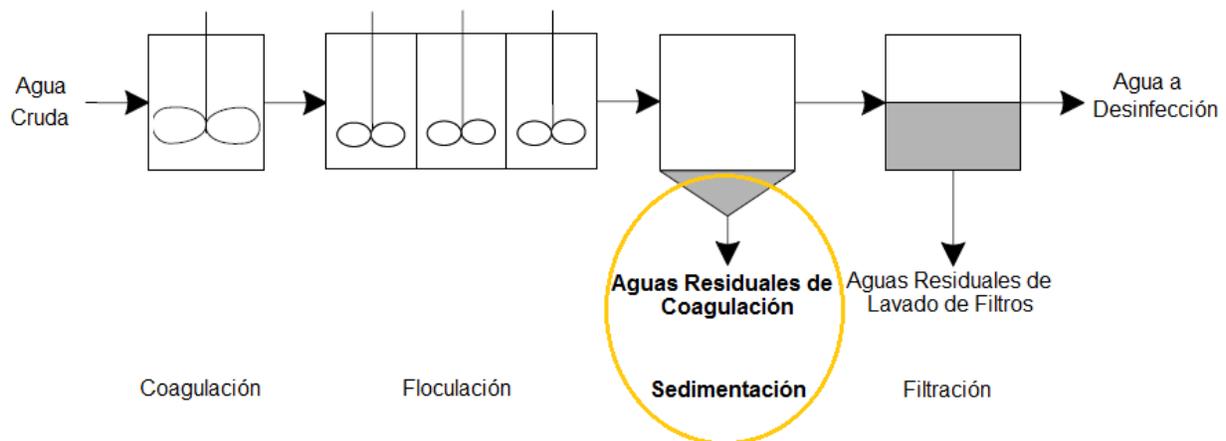


Figura 2-7: Esquema de la fuente de producción de aguas residuales de coagulación.

Las aguas residuales de coagulación están compuestas principalmente por sólidos removidos del agua, además del coagulante (sales de aluminio, sales de hierro y polielectrolitos) que se utiliza en la remoción de turbiedad, arsénico, fierro, manganeso, microorganismos (bacterias, virus y organismos patógenos) y otros elementos que pueden precipitar (Ahumada, 2012).

TURBIEDAD

Las aguas residuales de coagulación con aluminio cuentan con un alto contenido de humedad (97 % a 99,5%) y una baja concentración de sólidos. Se caracterizan por tener un color que varía desde el café claro hasta el negro, lo cual depende de las características de la fuente de agua y los productos químicos empleados en el proceso. Sus sólidos son ligeros, voluminosos y gelatinosos lo que determina que sedimenten sin mayores inconvenientes, pero no es fácil lograr su deshidratación. Por esta última característica las aguas residuales de coagulación con aluminio son catalogadas como difíciles de tratar (ILENR, 1987).

La utilización de sales férricas como coagulante es el método más empleado en los Países Bajos, adicionando una concentración de 3,5 a 20 mg/l de Fe. La concentración de sólidos de coagulación oscila en torno al 0,15%, del peso, en la unidad clarificadora del manto de lodos, mientras que alrededor de un 8%, del peso, en el caso de sedimentadores separados con un espesador integrado (KIWA y AWWA, 1990).

Las aguas residuales de coagulación con sales férricas presentan características gelatinosas, lo cual perjudica su deshidratado, pero hay prácticas como el envejecimiento de estas aguas residuales, que constituyen una influencia positiva para ese proceso.

Cuando el parámetro crítico es la turbiedad es en la unidad de sedimentación donde un 80 a 90% de los sólidos son removidos (Cornwell, 1999). El volumen de las aguas residuales de coagulación depende de la cantidad de sólidos suspendidos en la fuente de agua cruda, de la producción de agua potable de la PTAP y de la dosis de coagulante usada. En la Figura 2-8 se presenta los volúmenes referenciales de aguas residuales de coagulación según el caudal promedio de producción de agua potable.

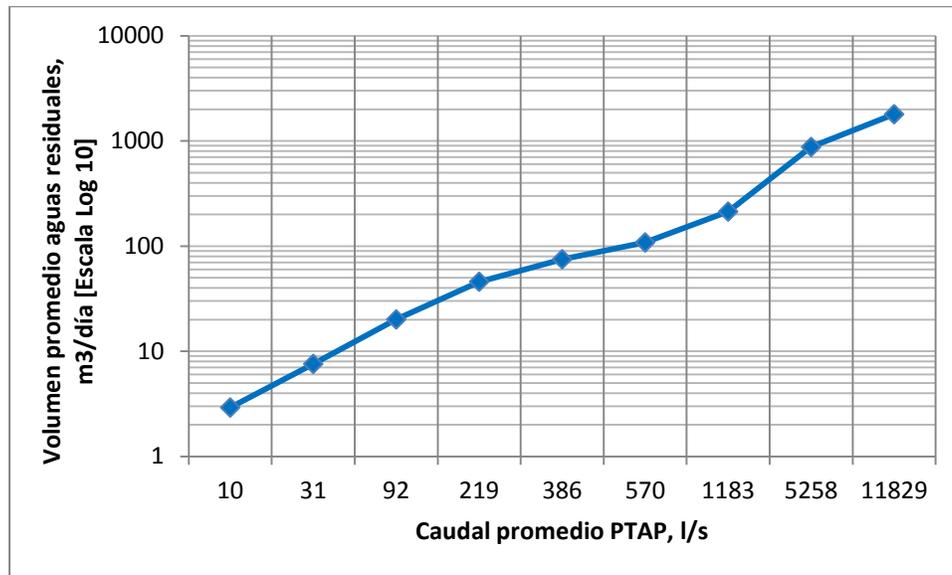


Figura 2-8: Volumen aguas residuales según caudal de PTAP (Fuente: EPA, 2011).

Un método más preciso para estimar la cantidad de residuos es determinando el peso seco de los sólidos en las aguas residuales de coagulación. El cálculo de este peso considera los sólidos presentes en el agua cruda y las reacciones de sustancias químicas agregadas (Aluminio y Hierro) en el proceso de coagulación. La expresión 2.1 presenta el peso de residuos secos por metro cúbico de agua potable producida en la planta (EPA, 2010).

$$M = \frac{S}{Q} = Fe + Al + \left(\frac{1,5 \text{ mg/l sólidos secos}}{UNT} \cdot turbiedad \right) \quad (2-1)$$

Donde:

M = Producción de residuos secos en gramos de sólidos secos/m³

S = Producción total de residuos secos en gramos de sólidos secos/día

Q = Caudal de producción de agua potable en m³/día

$$Fe = \left(\frac{1,0 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de } FeCl_3} \cdot FeCl_3 \right) + \left(\frac{0,81 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de } Fe_2SO_4} \cdot Fe_2SO_4 \right)$$

$$Al = \left(\frac{0,44 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de alúmina}} \cdot \text{alúmina} \right) + \left(\frac{0,85 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de PAC como Al}_2\text{O}_3} \cdot \text{PAC} \right) + \left(\frac{1,61 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de NaAlO}_2} \cdot \text{NaAlO}_2 \right)$$

$FeCl_3$ = Dosis de cloruro férrico en mg/l como $FeCl_3$ (seco)

Fe_2SO_4 = Dosis de sulfato férrico en mg/l como anhídrido de Fe_2SO_4 (seco)

Alúmina = Dosis de alúmina en mg/l como alúmina (seco)

PAC = Dosis de policloruro de aluminio en mg/l como Al_2O_3 (base húmeda)

$NaAlO_2$ = Dosis de aluminato de sodio en mg/l como $NaAlO_2$ (seco)

turbiedad = Turbiedad eliminada en UNT (se asume igual a la turbiedad del agua cruda)

Los volúmenes y concentraciones de sólidos que salen de las unidades de sedimentación son función de la calidad del agua cruda y del método de eliminación de sólidos. Los sólidos que se retiran con baja regularidad tienden a espesarse en el fondo del sedimentador, mientras que la extracción regular de los sólidos alcanza menores concentraciones en las aguas residuales. En la Tabla 2-5 se muestra un ejemplo del cambio en la masa de residuos y el volumen asociado con un cambio unitario en la dosis de coagulante.

Tabla 2-5: Impacto en la producción de residuos según dosis de coagulante (Fuente: EPA, 2010).

Componente	Tasa de producción de residuos	Dosis incremental	Cambio incremental en la producción de residuos	
			Masa (g/m ³)	Volumen de aguas residuales de coagulación (m ³ /Mm ³)
Alúmina	0,44 mg de residuos secos/mg secos de alúmina	1,00 mg/l como alúmina seca	0,44	147
PAC	0,85 mg de residuos secos/mg secos de Al_2O_3	1,00 mg/l como Al_2O_3 seco	0,85	283
Cloruro férrico	1,00 mg de residuos secos/mg secos de $FeCl_3$	1,00 mg/l como $FeCl_3$ seco	1,00	333
Sulfato férrico	0,81 mg de residuos secos/mg secos de $Fe_2(SO_4)_3$	1,00 mg/l como $Fe_2(SO_4)_3$ seco	0,81	270

Para el ejemplo presentado en la Tabla 2-5 se utilizó una concentración de sólidos secos de 0,3% y densidad del agua de 999,6 g/l para mostrar el volumen de aguas residuales producido por la modificación unitaria en la dosis de coagulante.

Normalmente el volumen de las aguas residuales de coagulación está entre un 1 a 3% del caudal de agua cruda (NZWWA, 1998).

Aguas residuales de coagulación, en las cuales no se usaron coagulantes, al ser retiradas de la unidad de sedimentación tienen generalmente concentraciones de sólidos de 1% para agua cruda con baja turbiedad, y hasta 3% para agua cruda con alta turbiedad (NZWWA, 1998).

Aguas residuales de coagulación con aluminio o hierro para un nivel de bajo a medio de turbiedad en el agua cruda tienen concentraciones de sólidos entre un 0,1 a 1%. En general, mientras mayor es la relación entre el contenido de coagulante respecto a los sólidos del agua cruda, menor es la concentración de estos en las aguas residuales (NZWWA, 1998).

ARSÉNICO

Cuando se aplica un proceso de coagulación-floculación y sedimentación para la remoción de arsénico, las aguas residuales de coagulación van a tener la mayor parte del contenido de arsénico del agua tratada.

En el Estado de Texas (EE. UU.) se hizo un estudio (CP&Y, 1996) para determinar la masa, el volumen y el contenido de arsénico de las aguas residuales de coagulación producidas para diferentes dosis de coagulante. En este estudio se usó una partida de muestras de agua cruda, con la finalidad de producir cambios en la calidad de esta, cuya concentración media de sólidos suspendidos totales (SST) y turbiedad fue igual a 8,8 mg/l y 5,4 UNT, respectivamente. La experiencia consistió en pruebas de jarra cuyas dosis de coagulante (cloruro férrico) fueron 2,8, 5,6, 11,2 y 16,8 mg/l y las concentraciones iniciales de arsénico iguales a 5, 10, 20, 30 y 50 µg/l. Los resultados experimentales mostraron una relación lineal entre el aumento de masa de residuos y la dosis de coagulante utilizada. El volumen de aguas residuales presentó una relación logarítmica respecto a la dosis de coagulante.

Para determinar el contenido de arsénico de los residuos sólidos extraídos de la unidad de sedimentación se analizaron los mecanismos de adsorción, la eficiencia de remoción de las partículas de arsénico adsorbidas y el efecto de la turbiedad inicial.

La remoción del arsénico disuelto es controlada por el mecanismo de adsorción. La relación entre la cantidad de arsénico disuelto adsorbido por unidad de masa de iones férricos agregada y la concentración de arsénico disuelto remanente (no adsorbido) fue estudiada experimentalmente y se obtuvo una relación lineal, al igual que la relación entre la remoción del arsénico y el arsénico adsorbido remanente, proceso asociado al mecanismo de remoción de turbiedad. Respecto al efecto de la turbiedad en la remoción de arsénico, se comprobó que las partículas a base de arcilla permiten mejorar la remoción del arsénico total.

En base a las consideraciones anteriores se desarrolló, para este caso particular, una expresión general para estimar el contenido de arsénico en los sólidos extraídos de la unidad de sedimentación.

$$As_s = \frac{(-5,45+8,21 \cdot As_e) \cdot Dosis_{Fe(III)}}{(1+8,21 \cdot Dosis_{Fe(III)}) \cdot (SST_e+1,69 \cdot Dosis_{Fe(III)})} \quad (2-2)$$

Donde:

As_s = Contenido de arsénico en los sólidos de aguas residuales de coagulación g As/kg de sólidos

As_e = Concentración de arsénico total en el agua cruda $\mu\text{g/l}$

$Dosis_{Fe(III)}$ = Dosis de coagulante mg/l como Fe(III)

SST_e = Concentración de sólidos suspendidos totales en el agua cruda mg/l

La concentración de arsénico es estimada de la expresión 2-2 para cinco concentraciones iniciales de arsénico: 10, 30, 50, 100, 150 $\mu\text{g/l}$. La concentración de sólidos suspendidos totales (SST) se considera igual a 10 mg/l. En la Figura 2-9 presenta la concentración de arsénico en los residuos sólidos, para estas condiciones, a diferentes dosis de coagulante (Fe (III)).

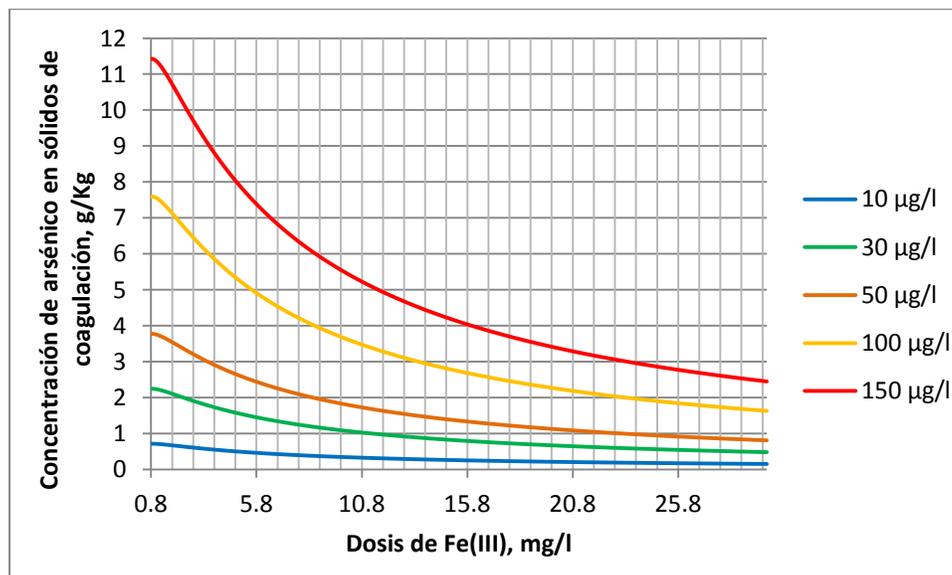


Figura 2-9: Concentración de arsénico en residuos sólidos de coagulación (Fuente: CP&Y, 1996).

2.2.3 AGUAS RESIDUALES DE LAVADO DE FILTROS.

Las aguas residuales de lavado de filtros se producen por efecto de la operación de lavado de la unidad, la cual remueve los sólidos atrapados en el lecho tras el proceso de filtración. En la Figura 2-10 se presenta un esquema del proceso de producción de aguas residuales de lavado de filtros.

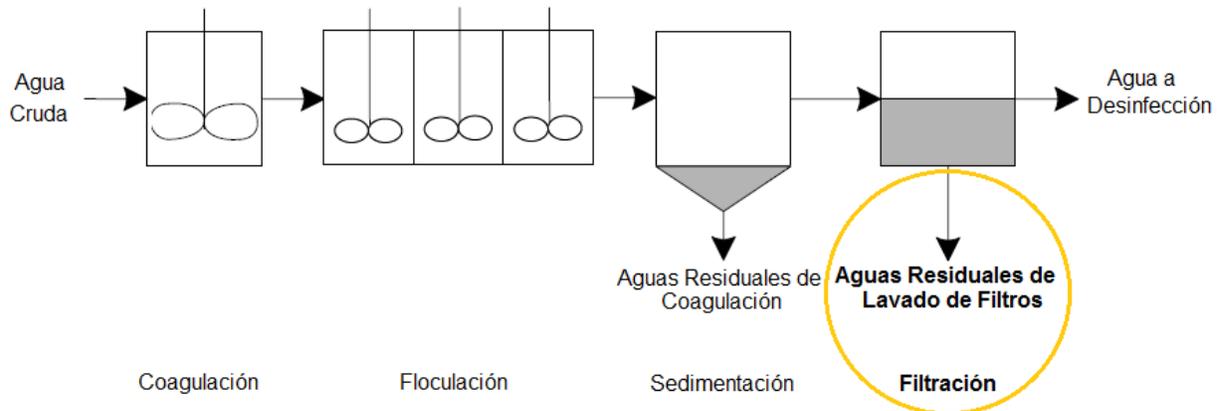


Figura 2-10: Esquema de la fuente de producción de aguas residuales de lavado de filtros.

La composición de estas aguas es similar a sus pares de coagulación, pero con partículas mucho más pequeñas. Normalmente contienen hidróxidos de aluminio y hierro, partículas de arcillas finas, aditivos químicos, fracciones del medio filtrante y carbón activado. Según las características del agua cruda pueden contener también elementos como hierro, manganeso y arsénico.

El volumen de aguas residuales de lavado de un filtro se puede estimar como:

$$V_{ARLF} = A_f \cdot t_{rl} \cdot d_{rl} \quad (2-3)$$

Donde:

V_{ARLF} = Volumen de aguas residuales de lavado de un filtro

A_f = área del filtro

t_{rl} = tasa de retrolavado

d_{rl} = duración del retrolavado

El volumen total de aguas residuales de lavado de filtros depende del número de filtros y la frecuencia de retrolavado. Según el tipo de filtro, las carreras típicas son de 12, 24 ó 48 horas y el tiempo de lavado de filtros varía entre 8 a 15 minutos aproximadamente.

TURBIEDAD

Las aguas residuales de lavado de filtros corresponden generalmente a un importante volumen de agua de lavado con una baja concentración de sólidos.

El volumen del agua de lavado puede ser bastante grande, ya que la tasa de retrolavado puede ser 10 a 20 veces la tasa de filtración. El volumen varía entre un 2 a 5% del agua filtrada (EPA, 2011).

Las concentraciones de sólidos en las aguas residuales de lavado de filtros dependen de la calidad del agua cruda, pero como referencia se presentan concentraciones típicas entre 0,03 a 0,06% para un ciclo completo de lavado. En el caso en que las aguas residuales se dejan sedimentar alrededor de 2 a 4 horas, se logran concentraciones de sólidos hasta un 1% (NZWWA, 1998).

Cuando se lava un filtro rápido gravitacional, la calidad del agua residual cambia respecto al tiempo. La calidad inicial del efluente tiene un alto contenido de sólidos provenientes de la superficie del lecho y de la turbiedad desplazada desde el fondo del filtro. Esto provoca que el agua residual tenga una alta turbiedad inicial que rápidamente disminuye respecto al tiempo (MacPhee et al.). En la Figura 2-11 se presenta una curva típica de turbiedad respecto al tiempo en el agua residual de lavado de filtros, cuyas características específicas dependen de la calidad del agua cruda y del rendimiento de los procesos de tratamiento.

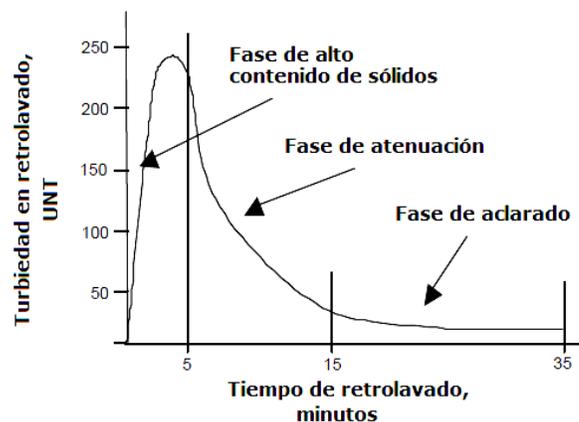


Figura 2-11: Curva de turbiedad respecto al tiempo durante retrolavado (Fuente: MacPhee et al.).

En la Tabla 2-6 se presenta un ejemplo de las características de las aguas residuales de lavado de filtros en plantas de remoción de turbiedad que emplean como coagulante sulfato de aluminio.

Tabla 2-6: Características de las aguas residuales de lavado de filtros para distintas PTAP (Fuente: Arboleda, 2000).

Aguas residuales de lavado de filtros			
DBO mg/l	DQO mg/l	pH	SST mg/l
4,2	28	7,8	47
3,7	75	7,2	104
2,8	160	7,8	75
1,6	-	-	100

FIERRO-MANGANESO

Estas aguas residuales se producen por el proceso de precipitación del fierro-manganeso y principalmente sus sólidos son óxidos de estos elementos, además se caracterizan por exhibir un color rojo o negro (ILENR, 1987).

Las aguas residuales de las plantas diseñadas para la remoción de fierro-manganeso tienen una naturaleza similar a las aguas residuales de coagulación con fierro, pero son producidas del proceso de lavado de filtros.

El peso seco de los residuos de estas aguas es una función de la cantidad de fierro y manganeso removido. Por cada mg de fierro y mg de manganeso que se remueve se producen 2,9 mg y 2,6 mg de peso de sólidos secos respectivamente. Los volúmenes y las concentraciones de sólidos de estas aguas residuales son similares a los presentados anteriormente para la turbiedad (Cornwell et al., 1987).

2.2.4 AGUAS RESIDUALES DE ABLANDAMIENTO.

Las aguas residuales de ablandamiento corresponden a los residuos que se producen debido al proceso físico-químico usado en la remoción de cationes de calcio y magnesio y que finalmente, tras su precipitación, son retirados de la unidad de sedimentación. En la Figura 2-12 se presenta un esquema del proceso de producción de aguas residuales de ablandamiento.

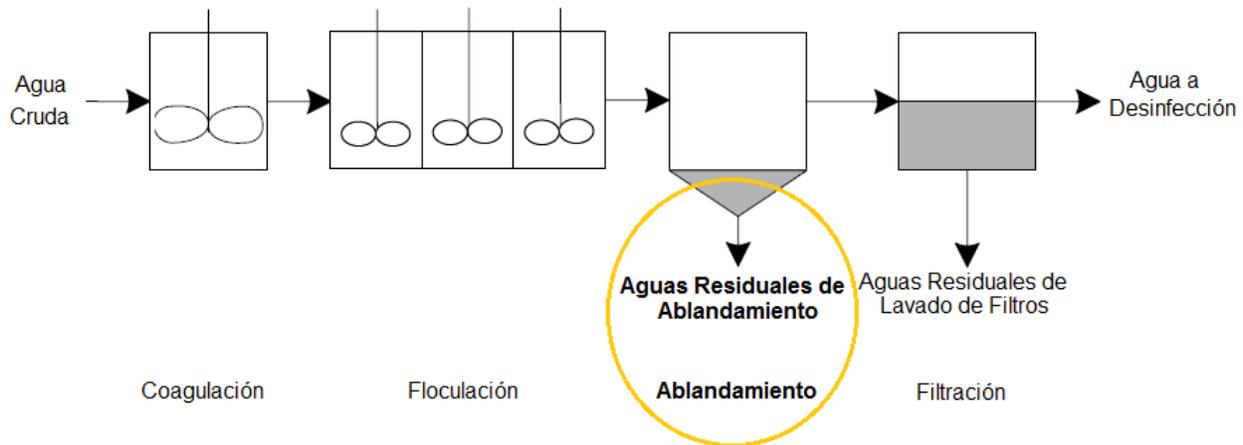


Figura 2-12: Esquema de la fuente de producción de aguas residuales de ablandamiento.

Las aguas residuales de ablandamiento están compuestas generalmente por carbonato de calcio (85 a 95% de los sólidos en estas aguas) acompañado de hidróxido de magnesio, hidróxidos de hierro o aluminio, y otros metales (arsénico), partículas de arcilla y limo, cantidades menores de cal sin reaccionar y materia orgánica e inorgánica.

CALCIO-MAGNESIO.

Los sólidos de las aguas residuales de ablandamiento son generalmente estables, densos e inertes siendo fácilmente deshidratados dependiendo de la proporción de calcio, magnesio y sólidos gelatinosos presentes en las aguas. El contenido de magnesio cumple un rol importante en la decantación, compactación y filtración de estas aguas. Por lo que la proporción entre Ca/Mg es determinante y cuanto mayor sea, más fácil será el deshidratado. Para aguas residuales de ablandamiento con proporciones de Ca/Mg menores a 2, su proceso de deshidratado presentará dificultades, mientras que para proporciones mayores a 5 estas aguas podrán ser deshidratadas fácilmente (AWWA, 1981).

Para estimar la cantidad de residuos de las aguas residuales de ablandamiento se consideran los mismos aspectos que en su par de coagulación (expresión 2.1) y se incorporan los efectos del proceso de ablandamiento (p. ej., contenido de calcio y magnesio en el agua cruda y el agua potable producida). La expresión 2.4 presenta el peso de residuos secos por metro cúbico de agua potable producida en la planta (EPA, 2010).

$$M = \frac{S}{Q} = Fe + Al + \left(\frac{1,5 \text{ mg/l sólidos secos}}{UNT} \cdot \text{turbiedad} \right) + \text{dureza} \quad (2-4)$$

Donde:

M = Producción de residuos secos en gramos de sólidos secos/m³

S = Producción total de residuos secos en gramos de sólidos secos/día

Q = Caudal de producción de agua potable en m³/día

$$Fe = \left(\frac{1,0 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de } FeCl_3} \cdot FeCl_3 \right) + \left(\frac{0,81 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de } Fe_2SO_4} \cdot Fe_2SO_4 \right)$$

$$Al = \left(\frac{0,44 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de alúmina}} \cdot \text{alúmina} \right) + \left(\frac{0,85 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de PAC como } Al_2O_3} \cdot PAC \right) \\ + \left(\frac{1,61 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg seco de } NaAlO_2} \cdot NaAlO_2 \right)$$

$FeCl_3$ = Dosis de cloruro férrico en mg/l como $FeCl_3$ (seco)

Fe_2SO_4 = Dosis de sulfato férrico en mg/l como anhídrido de Fe_2SO_4 (seco)

Alúmina = Dosis de alúmina en mg/l como alúmina (seco)

PAC = Dosis de policloruro de aluminio en mg/l como Al_2O_3 (base húmeda)

$NaAlO_2$ = Dosis de aluminato de sodio en mg/l como $NaAlO_2$ (seco)

turbiedad = Turbiedad eliminada en UNT (se asume igual a la turbiedad del agua cruda)

$$\text{dureza} = \left(\frac{2,0 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg de Ca removido como } CaCO_3} \cdot (Ca_e - Ca_s) \right) \\ + \left(\frac{2,6 \text{ mg de residuos secos}}{\text{mg de Mg removido como } CaCO_3} \cdot (Mg_e - Mg_s) \right)$$

Ca_e & Ca_s = Concentración de calcio en el agua cruda y el agua potable producida en mg/l como $CaCO_3$

Mg_e & Mg_s = Concentración de magnesio en el agua cruda y el agua potable producida en mg/l como $CaCO_3$

En la Tabla 2-7 se muestra un ejemplo del cambio en la masa de residuos y el volumen asociado con un cambio unitario en la dosis de coagulante o en el contenido de dureza del agua.

Tabla 2-7: Impacto en la producción de residuos según dosis de coagulante (Fuente: EPA, 2010).

Componente	Tasa de producción de residuos	Dosis incremental	Cambio incremental en la producción de residuos	
			Masa (g/m ³)	Volumen aguas residuales de coagulación (m ³ /Mm ³)
Alúmina	0,44 mg de residuos secos/ mg secos de alúmina	1,00 mg/l como alúmina seca	0,44	14,7
PAC	0,85 mg de residuos secos/ mg secos de Al ₂ O ₃	1,00 mg/l como Al ₂ O ₃ seco	0,85	28,3
Cloruro férrico	1,00 mg de residuos secos/ mg secos de FeCl ₃	1,00 mg/l como FeCl ₃ seco	1,00	33,3
Sulfato férrico	0,81 mg de residuos secos/ mg secos de Fe ₂ (SO ₄) ₃	1,00 mg/l como Fe ₂ (SO ₄) ₃ seco	0,81	27,0
Calcio	2,00 mg de residuos secos/ mg Ca removido como CaCO ₃	1,00 mg/l de Ca como CaCO ₃	2,00	66,7
Magnesio	2,60 mg de residuos secos/ mg Mg removido como CaCO ₃	1,00 mg/l de Mg como CaCO ₃	2,60	86,7

Para el ejemplo presentado en la Tabla 2-7 se utilizó una concentración de sólidos secos de 3% y densidad del agua de 999,6 g/l para mostrar el volumen de aguas residuales producidos por la modificación unitaria en la dosis de coagulante y cambios en el contenido de calcio y magnesio.

La cantidad de residuos producidos debido al proceso de ablandamiento depende de la dureza removida. El volumen de las aguas residuales de ablandamiento es generalmente mayor que el producido por la coagulación-filtración (EPA, 2003).

En la Figura 2-13 se presenta una referencia del volumen de aguas residuales de ablandamiento respecto al volumen de agua tratada.

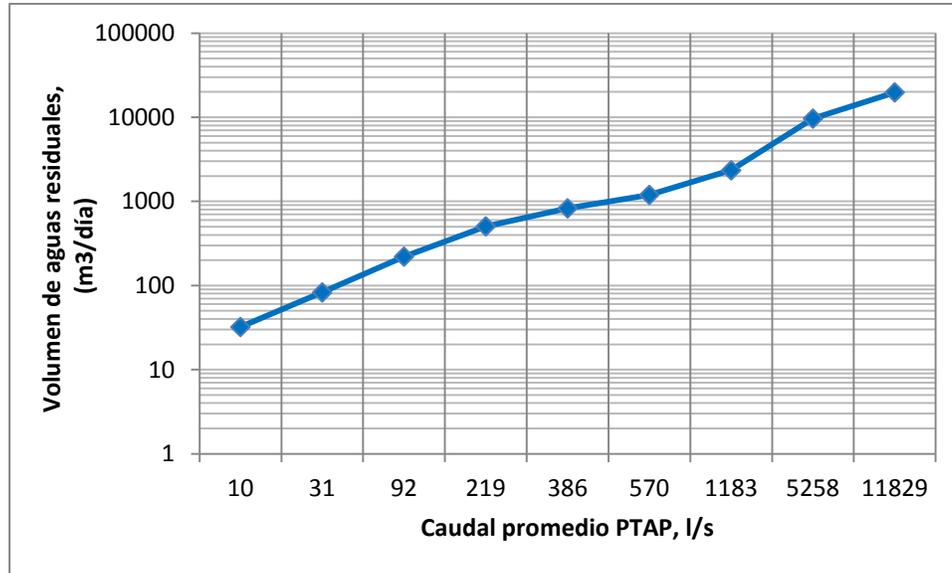


Figura 2-13: Volumen aguas residuales según caudal de PTAP (Fuente: EPA, 2011).

Las concentraciones de sólidos en estas aguas van a depender de la calidad del agua cruda, pero para ejemplificar se presentan valores típicos de estas. En un sedimentador gravitacional convencional se encuentran concentraciones de sólidos entre 2 a 4%. En el caso de clarificadores con manto de lodos se hallan concentraciones de hasta 30% (EPA, 2011).

ARSÉNICO

El uso del tratamiento de ablandamiento con cal para la remoción del arsénico, en conjunto al calcio y magnesio, no va a alterar los volúmenes típicos de producción de aguas residuales como los presentados en la Figura 2-13.

Las concentraciones de arsénico en estas aguas residuales generalmente son menores a las encontradas en las aguas residuales de coagulación, esto se debe al mayor volumen que presentan las aguas residuales de ablandamiento (EPA, 2000).

Las concentraciones de arsénico en las aguas residuales de ablandamiento van a depender de la calidad del agua cruda, pero como referencia se encuentra que las concentraciones de sólidos son 1 a 4% de arsénico (EPA, 2003).

2.2.5 AGUAS RESIDUALES DE OSMOSIS INVERSA.

Estas aguas residuales se producen debido a la remoción de sales del agua. Las aguas residuales de estas plantas se caracterizan por un gran volumen y una alta cantidad de sales disueltas o minerales que se encuentran en el agua cruda. Estas aguas residuales son habitualmente libres de DBO, DQO, turbiedad, color y olor (ILENR, 1987).

El volumen de aguas residuales de osmosis inversa está determinado por el porcentaje de recuperación de la planta, el cual está relacionado con la fuente de producción de agua (agua de mar, agua salobre, etc.). En la Figura 2-14 se presenta una referencia del volumen de aguas residuales de osmosis inversa respecto al volumen de agua salobre tratada (EPA, 1993).

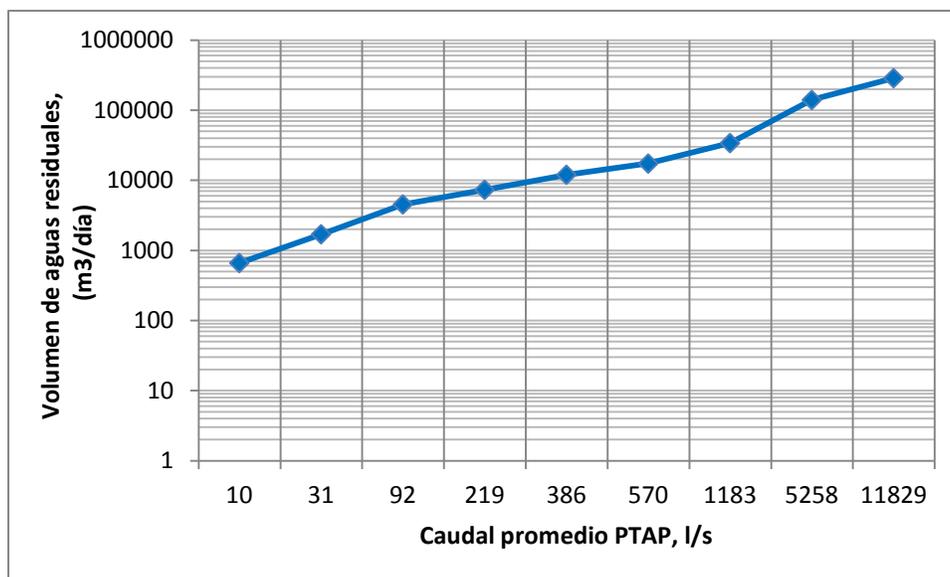


Figura 2-14: Volumen aguas residuales según caudal de PTAP (agua salobre) (Fuente: EPA, 1993).

Con aguas salobres cuyas concentraciones de sólidos disueltos totales se encuentren en el intervalo de 1000 a 3000 mg/l, la corriente de aguas residuales de una planta de conversión de agua salina constituye de 10 a 30% del agua tratada y contiene 5000 a 10000 mg/l de sólidos disueltos totales. Para las plantas de conversión de agua de mar las aguas residuales se componen generalmente de sólidos disueltos totales que van desde concentraciones un poco mayores a las presentes en el agua de mar (35000 mg/l) hasta aproximadamente unos 70000 mg/l (ILENR, 1987).

En la Tabla 2-8 se presenta un ejemplo de los porcentajes de recuperación y las concentraciones de sólidos disueltos en sus aguas residuales para diferentes fuentes de agua en plantas de osmosis inversa (EPA, 2011).

Tabla 2-8: Ejemplo de características típicas de planta de osmosis inversa (Fuente: EPA, 2011).

Parámetro	Agua superficial	Agua subterránea (dulce)	Agua subterránea (salobre)	Agua de mar
Sólidos disueltos totales en el agua cruda mg/l	200-400	400-500	500-10000	30000-40000
Porcentaje de recuperación (% del agua cruda)	80-90	80-90	65-85	40-60
Sólidos disueltos totales en el agua residual mg/l (% ejemplo de recuperación)	1330-2660 (85%)	2660-3330 (85%)	2000-40000 (75%)	60000-80000 (50%)

ARSÉNICO

Las membranas de la osmosis inversa son capaces de remover partículas iónicas como el arsénico, además de ser muy eficaces en la eliminación de compuestos disueltos. La eficiencia de remoción de este proceso es mayor a un 95% para As(V) (EPA, 2000).

Para estimar la concentración de arsénico en el agua residual de osmosis inversa es útil determinar el factor de concentración correspondiente al porcentaje de recuperación de la planta. En la Tabla 2-9 se presenta los factores de concentración para diferentes porcentajes de recuperación, suponiendo una remoción total del arsénico (EPA, 2001).

Tabla 2-9: Factor de concentración para plantas de osmosis inversa (Fuente: EPA, 2001).

Porcentaje de recuperación	Factor de concentración
50	2,0
60	2,5
70	3,33
80	5,0
90	10,0

Por lo tanto si la fuente de agua cruda tiene una concentración de arsénico de 0,05 mg/l y se aplica un factor de concentración igual a 10, suponiendo un 90% de recuperación en la planta, el contenido de arsénico en las aguas residuales será igual a 0,5 mg/l.

Para una estimación más precisa la expresión 2-5 permite calcular la concentración de arsénico en las aguas residuales considerando el porcentaje de recuperación y la remoción del contaminante (AWWA, 2007).

$$FC = \frac{1-(Y \cdot CP)}{1-Y} \quad (2-5)$$

Donde:

FC = Factor de concentración del contaminante

Y = Porcentaje de recuperación de la planta

*CP = Contaminante remanente = 1 – contaminante en el agua residual
= (concentración remanente)/(concentración en el agua cruda)*

2.3 EFECTOS AMBIENTALES DE LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES A CURSOS DE AGUA.

El tratamiento de aguas para el consumo humano ha dado origen al problema de manejo y disposición de las aguas residuales que se producen durante el tratamiento del agua potable. Las aguas residuales, para el caso de la Figura 2-15, pueden provenir de la unidad de sedimentación y del proceso de lavado de filtros. El volumen de las aguas residuales que se producen es de aproximadamente el 5% del agua tratada. La principal dificultad que se presenta en el manejo de estas aguas es su contenido de sólidos suspendidos, algunos metales y productos químicos que se aplican (Martínez, 2012).

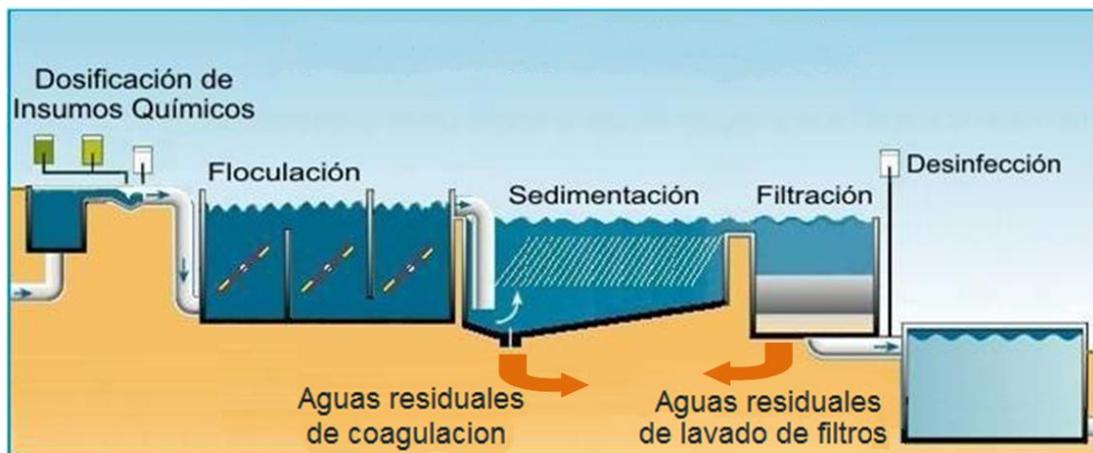


Figura 2-15: Aguas residuales de PTAP.

Los efectos ambientales que provoca la descarga de aguas residuales a cursos de agua, son la formación de depósitos o bancos de sólidos, que obstaculizan el normal escurrimiento del agua. El lecho de un cauce natural se ve cubierto por estos sólidos, perjudicando el desarrollo de la biota del lecho, provocando daños a peces que se alimentan de estos organismos y a su ciclo de reproducción. La solubilidad de algunos metales puede

aumentar y ciertos productos químicos utilizados en el tratamiento pueden originar alteraciones en el pH y reducciones en el oxígeno disuelto.

En el estudio a la planta de tratamiento de agua potable Los Berros en México (Castañeda, 1999), se concluye que las aguas residuales originadas producto de la potabilización presentan una toxicidad baja, pero que se debe prestar atención a su manejo y disposición ya que en particular el aluminio puede llegar a tener efectos nocivos en el ambiente.

Tradicionalmente, las aguas residuales de una planta de tratamiento de agua han sido descargadas a un curso de agua cercano. Estas descargas pueden ser efectuadas con una frecuencia continua o intermitente. El patrón continuo es preferible desde una perspectiva de volúmenes de descarga. Sin embargo, la descarga directa de estas aguas no es el método más adecuado para el manejo de residuos debido al potencial de contaminación de los desechos.

Existen alternativas para el manejo de las aguas residuales como la descarga al alcantarillado para un posterior tratamiento en la PTAS. Esto brinda ciertas ventajas tales como un mejor acondicionamiento debido al aporte de coagulante (aguas residuales del tratamiento de agua potable) y una mayor capacidad de deshidratación. En la Figura 2-16 se presenta las prácticas usadas en las aguas residuales de la mayoría de las PTAP del país.

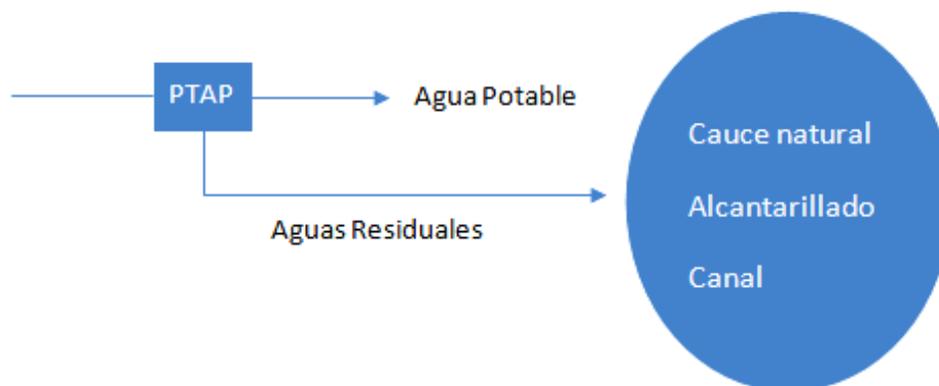


Figura 2-16: Situación actual en Chile.

En la actualidad es necesario que las aguas residuales sean tratadas y/o manejadas para poder aprovechar los recursos presentes en ellas como el agua de recirculación y los sólidos, y así poder mejorar la eficiencia de la industria del agua.

Una planta de tratamiento de aguas residuales del tratamiento de agua potable (PTAR) permite mejorar la gestión de los recursos, lo cual incluye la minimización de la producción

de aguas residuales, recirculación del agua, recuperación y reutilización de insumos químicos que tiene efectos positivos en la reducción del volumen de sólidos, y finalmente el optar por la mejor alternativa de aprovechamiento de los sólidos. En la Figura 2-17 se presenta un esquema de tratamiento de aguas residuales de PTAP.

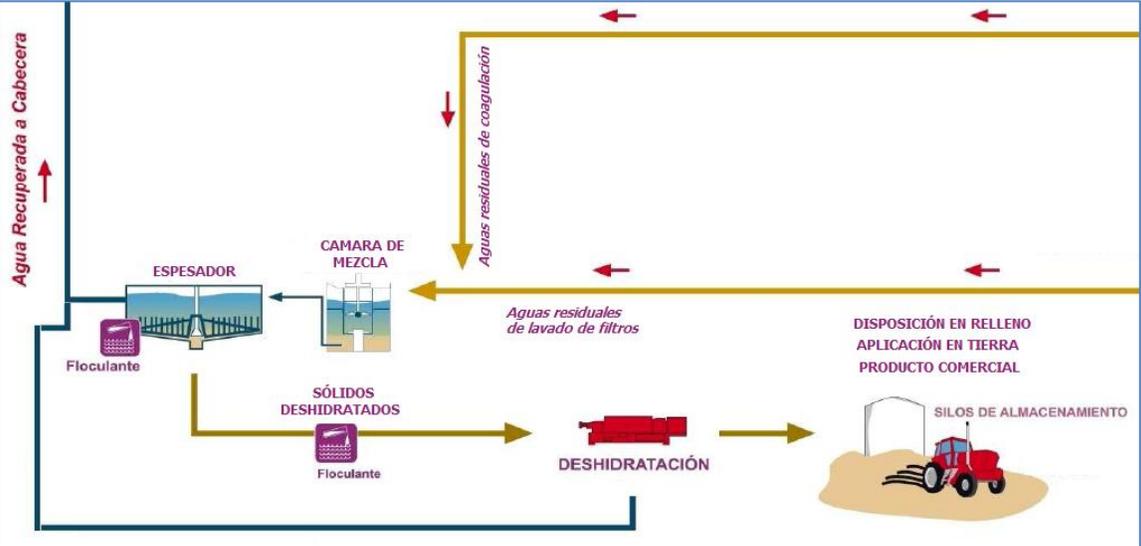


Figura 2-17: Esquema de tratamiento de aguas residuales de PTAP.

En la Figura 2-18 se presenta la situación futura de las PTAP tras la implementación de un sistema de tratamiento de sus aguas residuales. Este escenario futuro permite reducir los efectos adversos del tratamiento del agua potable en el ambiente y disponer aquellos residuos, limitados de ser aprovechados, en zonas adecuadas para su disposición (relleno sanitario). Las alternativas de aprovechamiento corresponden al uso de los sólidos como material de relleno de caminos, en la base de suelos agrícolas y en la elaboración de materiales de construcción (ladrillos y morteros).

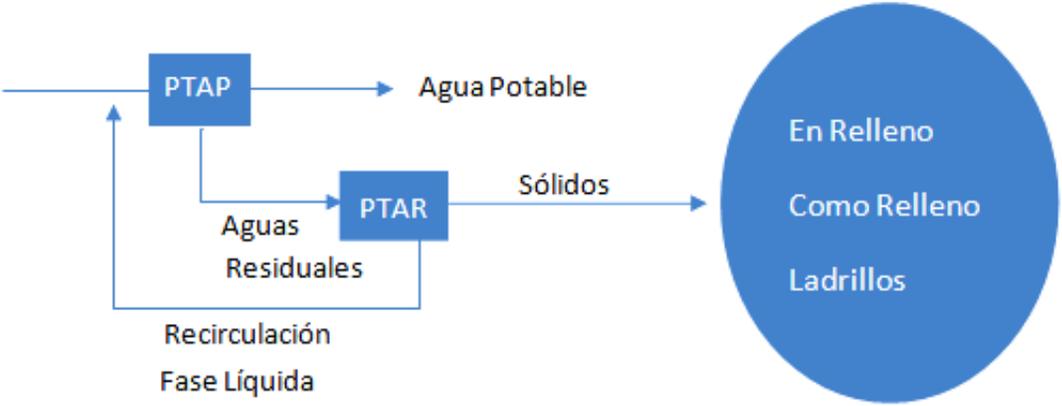


Figura 2-18: Situación futura en Chile.

Finalmente las zonas de disposición de aquellos residuos que no fueron aprovechados, constituyen una fuente de contaminación (líquidos lixiviados y metales pesados), por lo cual es importante que estos residuos cuenten con un tratamiento que permita el control de estas características y que la zona de disposición, a su vez, este acondicionada para impedir infiltraciones.

3 ALGUNAS NORMAS Y LINEAMIENTOS PARA EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES DEL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.

3.1 INTRODUCCIÓN.

El análisis de normativa nacional e internacional para la disposición de aguas residuales y sólidos de PTAP está conformado por las normas presentadas en la Tabla 3-1.

Tabla 3-1: Normativas relacionadas con aguas residuales y disposición de sólidos

Normativas analizadas
D.S. MINSEGPRES N°90/2000, Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales. Chile
D.S. MOP N°609/1998, Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado. Chile
NPDES General and Individual Permit - Water Treatment Plants - Wastewater Discharge. Estados Unidos.
Proyecto de Norma (2013) para establecer los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a los sistemas de alcantarillado público. Colombia.
General Permit WMGR017. Beneficial use of drinking water treatment plant sludge for use as a soil additive on agricultural lands. Estado de Pennsylvania, Estados Unidos.
Protección ambiental - Lodos y biosólidos - Especificaciones y límites máximos permisibles para su aprovechamiento y disposición final. México.

Las normativas que se consideran en el análisis corresponden solo a algunas de las regulaciones que existen en relación a las aguas residuales de PTAP. Las normativas nacionales (D.S. MINSEGPRES N°90/2000 y D.S. MOP N°609/1998) no se han aplicado a las aguas residuales del tratamiento de agua potable, pero son consideradas en el análisis para poder comparar las exigencias y los límites de los contaminantes con aquellas normas que si aplican a dichas aguas.

En la Figura 3-1 se presenta el campo de aplicación de las normas consideradas en este análisis.

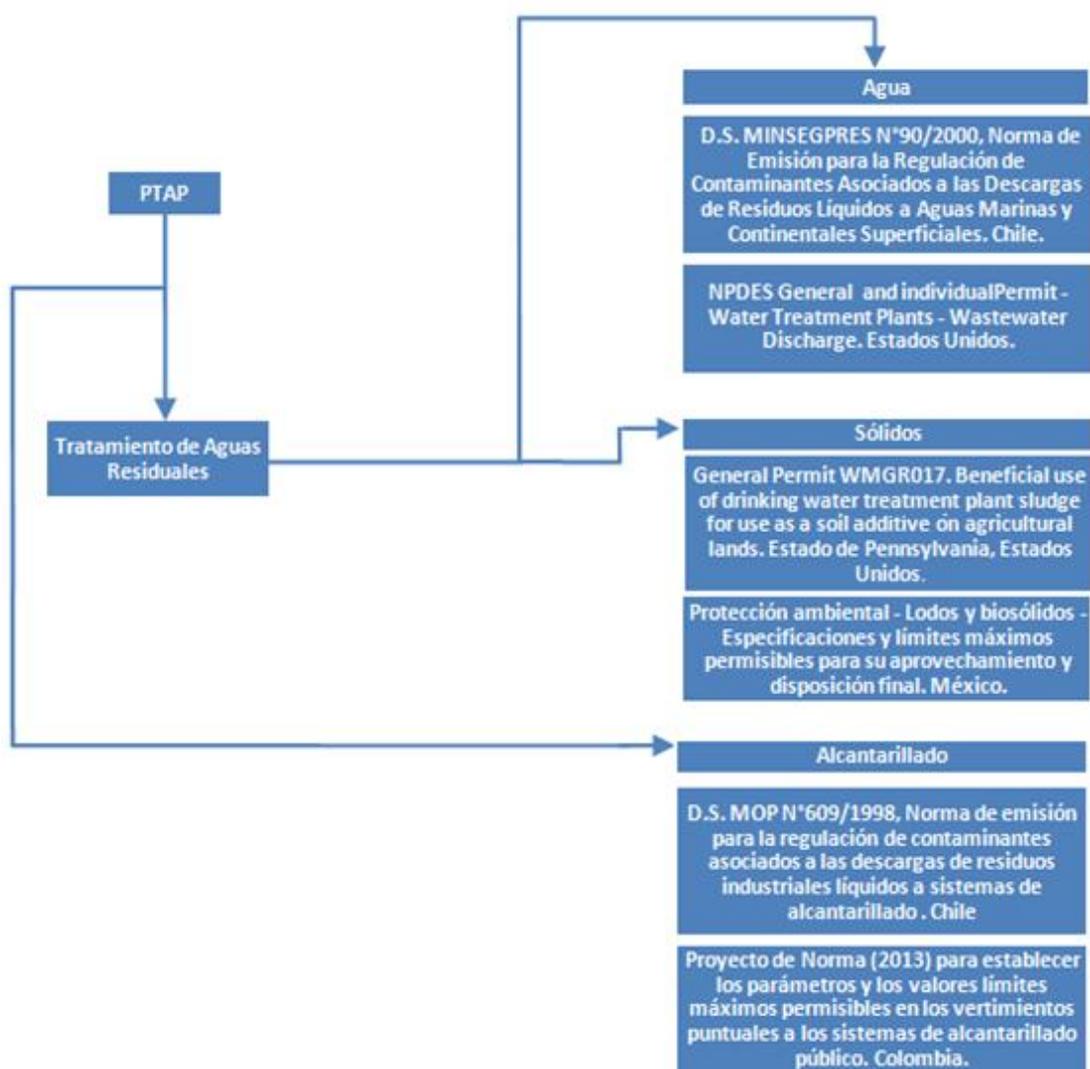


Figura 3-1: Campo de aplicación de normas analizadas.

3.2 NORMATIVAS DE EMISIÓN

3.2.1 DESCARGAS A CUERPOS DE AGUA SUPERFICIALES

3.2.1.1 NORMATIVA DE ESTADOS UNIDOS DE NORTEAMÉRICA.

Actualmente, no existe una normativa nacional (EE. UU.) que regule las descargas de aguas residuales del tratamiento de agua potable a cuerpos de agua superficiales. Por lo tanto, las descargas de las plantas de agua potable son autorizadas a nivel estatal mediante un sistema de permisos. El programa de permisos NPDES (National Pollutant Discharge Elimination System) regula las descargas directas de aguas residuales del tratamiento de agua potable a cuerpos de agua superficiales. Los permisos son emitidos por las oficinas regionales de la EPA o por los estados autorizados.

Las plantas de tratamiento de agua potable pueden descargar sus aguas residuales mediante un permiso de tipo general o individual. Los permisos generales se emiten para múltiples plantas de agua potable cuyas aguas residuales cuentan con características similares, mientras que los permisos individuales se emiten para regular las descargas de aguas residuales de una determinada planta.

Para ambos tipos de permisos los estados fijan los límites de los parámetros en base a dos criterios, tecnología y objetivos de calidad del agua. El criterio de tecnología se basa en el mejor de los procesos de tratamiento para la remoción de contaminantes específicos. El criterio de calidad del agua corresponde a los objetivos de calidad para cuerpos de agua superficiales propios de cada estado.

La emisión de permisos generales está limitada por el tipo de agua residual de la planta (aguas residuales de coagulación, lavado de filtros, ablandamiento, etc.) y en algunos estados existen limitaciones por el tamaño de la planta y el flujo de aguas residuales a descargar. Las siguientes condiciones son definidas por ciertos estados para el tamaño de la planta y el flujo de sus aguas residuales:

- Los permisos generales del estado de Oklahoma indican descargas de aguas residuales menores a un millón de galones por día (43,81 l/s)
- El estado de California, en sus permisos generales fija el flujo máximo de descargas realizado por la planta. En el caso de las aguas residuales de osmosis inversa la descarga no puede ser mayor a 50000 galones por día (2,19 l/s)
- Los permisos generales del estado de Washington indican que la capacidad máxima de producción de agua potable de la planta sea de al menos 50000 galones por día (2,19 l/s).

Los principales contaminantes regulados en los permisos generales son el aluminio, el hierro, el manganeso, pH, sólidos sedimentables, cloro residual total (CRT) y sólidos suspendidos totales (SST). Además, para las plantas de osmosis inversa se pueden requerir límites o monitoreo de cloruros y sólidos disueltos totales. En el caso de los permisos individuales se incluyen otros contaminantes basados en la calidad de la fuente de agua potable y en los químicos usados en el tratamiento. En la Tabla 3-2 se muestra los rangos de límites de contaminantes establecidos en permisos generales e individuales revisados por la EPA.

Tabla 3-2: Rango de límites para contaminantes de permisos generales e individuales.

Parámetro	Permisos generales			Permisos individuales		
	Estados que exigen el límite indicado	Límite promedio mensual	Límite máximo diario	Estados que exigen el límite indicado	Límite promedio mensual	Límite máximo diario
Aluminio	Mayoría de los estados con permisos generales	0,75 a 1 mg/l	1,5 a 10 mg/l	California Misuri Montana Pensilvania Washington D.C.	1 a 4 mg/l	8 mg/l
Amoníaco	Colorado	Solo reportar	-	California Puerto Rico	Solo reportar	1 mg/l
Arsénico	Michigan	0,15 mg/l	0,68 mg/l	Alaska Arizona California Puerto Rico	0,036 mg/l	0,08 mg/l
DBO	-	-	-	California Florida Illinois Puerto Rico	10 a 20 mg/l	30 mg/l

Tabla 3-2: Rango de límites para contaminantes de permisos generales e individuales (cont.).

Parámetro	Permisos generales			Permisos individuales		
	Estados que exigen el límite indicado	Límite promedio mensual	Límite máximo diario	Estados que exigen el límite indicado	Límite promedio mensual	Límite máximo diario
Cadmio	-	-	-	California Florida Misuri	0,002 a 0,0093 mg/l	0,042 mg/l
Cloruros	Illinois Louisiana Misuri	-	250 a 1000 mg/l	California Florida	-	150 mg/l
Cobre	Connecticut Wisconsin	-	< 1,09 mg/l	Arizona California Florida Massachusetts Puerto Rico	0,0031 a 0,007 mg/l	0,5 mg/l
Oxígeno disuelto	-	-	-	Alaska California Florida Puerto Rico	Mínimo: 2 a 7 mg/l	
Fierro	Mayoría de los estados con permisos generales	1 a 5 mg/l	2 a 10 mg/l	Alaska Florida Illinois Indiana Carolina del norte Pensilvania Washington D.C.	1,8 a 2 mg/l	4,1 mg/l
Plomo	-	-	-	Arizona California Misuri Puerto Rico	0,003 a 0,0081 mg/l	0,21 mg/l
Aceites y grasas	California Colorado	25 mg/l	10 a 75 mg/l	California Massachusetts Puerto Rico	10 mg/l	10 a 15 mg/l
pH	Mayoría de los estados con permisos generales	6 a 9		Mayoría de los estados revisados	6 a 11	
Fósforo	Michigan	1 mg/l	-	California Florida Misuri Puerto Rico	1 mg/l	1 mg/l
Sólidos disueltos totales	Colorado Connecticut Illinois	-	1000 a 1500 mg/l	Alaska California Illinois Nevada	80 a 800 mg/l	1500 mg/l
Sólidos sedimentables	California Misuri Oregon Tennessee Washington	0,1 a 2 ml/l	0,1 a 3 ml/l	California Misuri Carolina del norte	0,1 ml/l	0,3 ml/l
Sólidos suspendidos totales	Mayoría de los estados con permisos generales	15 a 30 mg/l	20 a 60 mg/l	Mayoría de los estados revisados	15 a 70 mg/l	150 mg/l

Tabla 3-2: Rango de límites para contaminantes de permisos generales e individuales (cont.).

Parámetro	Permisos generales			Permisos individuales		
	Estados que exigen el límite indicado	Límite promedio mensual	Límite máximo diario	Estados que exigen el límite indicado	Límite promedio mensual	Límite máximo diario
Temperatura	-	-	-	California Massachusetts Nevada Puerto Rico	-	30 a 37,8 °C +/- 2,8°C efecto de la descarga
Cloro residual total	Mayoría de los estados con permisos generales	0,03 a 1 mg/l	< 0,02 a 1 mg/l	Mayoría de los estados revisados	0,01 a 0,29 mg/l	1,3 mg/l
Turbiedad	California	75 UNT	225 UNT	California Massachusetts Nevada Puerto Rico	6 a 50 UNT	150 UNT
Zinc	Connecticut Wisconsin	-	< 2 mg/l	California Misuri Rico Puerto Rico	0,061 a 0,093 mg/l	50 mg/l

• FRECUENCIA DE MONITOREO

A modo de referencia se presentan las exigencias de monitoreo establecidas en los permisos generales del estado de Washington. Los objetivos de estos requerimientos son verificar el correcto funcionamiento del proceso de tratamiento y el cumplimiento de los límites de los efluentes mediante la presentación de informes con los registros de sólidos sedimentables, pH, cloro residual total, turbiedad, arsénico total y disuelto, volumen total de descarga diaria y el número de días de descargas realizadas.

La frecuencia de monitoreo se basa en la capacidad de producción de agua potable y en la fuente de agua cruda (subterránea o superficial). De acuerdo a estas características existen dos grupos con sus frecuencias de monitoreo respectivas. El grupo A corresponde a las plantas cuya capacidad máxima de producción de agua potable es menor a 4 millones de galones al día (175,25 l/s) o su fuente de agua cruda es exclusivamente subterránea.

El grupo B lo conforman las plantas cuya capacidad máxima de producción de agua potable es igual o superior a 4 millones de galones al día (175,25 l/s) y su fuente de agua cruda es superficial.

En la Tabla 3-3 se presenta la frecuencia de muestreo para el grupo A (producción de agua potable menor a 175,25 l/s o fuente de agua cruda subterránea).

Tabla 3-3: Frecuencia de muestro para el grupo A.

Parámetro	Frecuencia de muestreo
Sólidos sedimentables	Mensual
pH	Mensual
Cloro residual total	Mensual
Turbiedad	Mensual
Arsénico total	Mensual
Arsénico disuelto	Mensual
Volumen total de descarga diaria	Diaria
Número total de días de descargas realizadas	Diaria

En la Tabla 3-4 se presenta la frecuencia de muestreo para el grupo B (producción de agua potable mayor a 175,25 l/s o fuente de agua cruda superficial)

Tabla 3-4: Frecuencia de muestro para el grupo B.

Parámetro	Frecuencia de muestreo
Sólidos sedimentables	Semanal
pH	Semanal
Cloro residual total	Semanal
Turbiedad	Semanal
Arsénico total	Mensual
Arsénico disuelto	Mensual
Volumen total de descarga diaria	Diaria
Número total de días de descargas realizadas	Diaria

Es indiscutible que la frecuencia de muestreo para el grupo B es mayor, debido a su capacidad máxima de producción de agua potable y por el uso de fuentes superficiales de agua cruda.

3.2.1.2 D.S. MINSEGPRES N°90/2000.

La norma de descarga de efluentes líquidos a cuerpos de aguas superficiales (D.S. MINSEGPRES N°90/2000), publicada el 7 de marzo de 2001, establece la concentración máxima de contaminantes permitida para residuos líquidos descargados por las fuentes emisoras a los cuerpos de agua marinos y continentales superficiales del país. Se debe considerar que esta norma de emisión no se ha aplicado a las aguas residuales del

tratamiento de agua potable, pero su descripción se realiza para comparar sus exigencias y límites de contaminantes con aquellas normas de emisión que si contemplan a estas aguas.

Esta normativa define una fuente emisora como aquel establecimiento que descarga residuos líquidos, como resultado de su proceso o actividad, con una carga contaminante media diaria superior a la descarga de aguas servidas equivalente a 100 (Hab/día).

Las fuentes emisoras que descargan a cuerpos de agua fluviales pueden aprovechar la capacidad de dilución del cuerpo receptor, incrementando las concentraciones límites que se establecen en la normativa. La tasa de dilución del efluente vertido se define como la razón entre el caudal disponible del cuerpo receptor y el caudal medio mensual del efluente vertido durante el mes de máxima producción de residuos líquidos. Por lo tanto la concentración límite considerando la capacidad de dilución se calcula de acuerdo a la expresión (3-1).

$$C_d = C \cdot (1 + d) \quad (3-1)$$

Donde:

C_d = Concentración máxima permitida considerando la capacidad de dilución

C = Concentración máxima permitida sin considerar la capacidad de dilución

d = Tasa de dilución del efluente vertido

Las fuentes emisoras que vierten residuos líquidos a cuerpos de agua marinos deben cumplir los límites establecidos de acuerdo a si la descarga se ubica dentro de la zona de protección litoral o fuera de ella. La zona de protección litoral se define como la franja de playa, agua y fondo de mar adyacente a la costa continental o insular, que se mide desde la línea de baja marea y se calcula según la expresión (3-2).

$$A = 1,6 \cdot \left(\frac{1,28 \cdot H_b}{m} \right) \quad (3-2)$$

Donde:

A = Ancho de zona de protección litoral (m)

H_b = Altura media de la rompiente (m)

m = Pendiente del fondo

A continuación en la Tabla 3-5 se presenta los límites máximos para descargas de aguas residuales a cuerpos de agua fluviales y marinos.

Tabla 3-5: Límites máximos permitidos para descargas de aguas residuales.

Parámetro	Límite máximo permitido			
	Cuerpos de agua fluviales	Cuerpos de agua fluviales (considerando máxima capacidad de dilución) (*a)	Cuerpos de agua marinos (dentro de la zona de protección litoral)	Cuerpos de agua marinos (fuera de la zona de protección litoral)
Aluminio	5 mg/l	10 mg/l	1 mg/l	10 mg/l
Arsénico	0,5 mg/l	1 mg/l	0,2 mg/l	0,5 mg/l
Cloruros	400 mg/l	2000 mg/l	-	-
Cobre Total	1 mg/l	3 mg/l	1 mg/l	3 mg/l
Coliformes Fecales	1000 Coli/100ml	1000 Coli/100ml	1000 Coli/100ml (*b)	-
Cromo VI	0,05 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,5 mg/l
DBO5	35 mgO2/l (*c)	300 mgO2/l	60 mgO2/l	-
Fluoruro	1,5 mg/l	5 mg/l	1,5 mg/l	6 mg/l
Fósforo	10 mg/l	15 mg/l	5 mg/l	-
Hierro Disuelto	5 mg/l	10 mg/l	10 mg/l	-
Manganeso	0,3 mg/l	3 mg/l	2 mg/l	4 mg/l
Mercurio	0,001 mg/l	0,01 mg/l	0,005 mg/l	0,02 mg/l
Nitrógeno Total Kjeldahl	50 mg/l	75 mg/l	50 mg/lv	-
pH	6,0 – 8,5	6,0 – 8,5	6,0 – 9,0	5,5- 9,0
Plomo	0,05 mg/l	0,5	0,2 mg/l	1 mg/l
Sólidos Suspendidos Totales	80 (*c) mg/l	300 mg/l	100 mg/l	300 mg/l
Sulfatos	1000 mg/l	2000 mg/l	-	-
Temperatura	35 °C	40 °C	30 °C	-

(*a) Si la concentración calculada con la expresión (3-1) es superior a lo establecido en la Tabla (3-5), entonces en límite será el indicado en dicha Tabla.

(*b) En áreas aptas para la acuicultura y áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos, no se deben sobrepasar los 70 NMP/100 ml.

(*c) Para los residuos líquidos provenientes de plantas de tratamientos de aguas servidas domésticas, no se considerará el contenido de algas.

• FRECUENCIA DE MONITOREO

La frecuencia de análisis de los vertidos de aguas residuales es función del volumen de descarga, detallándose en la Tabla 3-6.

Tabla 3-6: Frecuencia de monitoreo según el volumen descargado por año.

Volumen de descarga Mm3/año	Número mínimo de días de monitoreo anual
< 5	12
5 a 20	24
> 20	48

3.2.2 DESCARGAS AL ALCANTARILLADO

3.2.2.1 D.S. MOP N°609/1998.

La norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado (D.S. MOP N°609/1998), publicada el 20 de julio de 1998, establece los límites máximos de contaminantes permitidos para residuos industriales líquidos, descargados por establecimientos industriales a los servicios públicos de recolección de aguas servidas de tipo separado o unitario.

Al igual que el D.S. N°90/2000, esta norma de emisión no se ha aplicado a las aguas residuales del tratamiento de agua potable, pero su descripción se realiza para comparar sus exigencias y límites de contaminantes con aquellas normas de emisión que si contemplan a estas aguas.

Esta norma de emisión tiene como objetivo el control de los contaminantes líquidos de origen industrial para así mejorar la calidad ambiental de las aguas servidas vertidas por las PTAS a cuerpos de agua terrestres o marítimos y asimismo proteger de efectos corrosivos, incrustaciones u obstrucciones los servicios públicos de recolección y disposición de aguas servidas.

El control de la norma se efectúa mediante las inspecciones realizadas por el ente fiscalizador y los muestreos de autocontrol por parte del establecimiento industrial. Los contaminantes a considerar en los análisis de las muestras dependen de la actividad económica, estipulada en la norma, a la cual corresponde el establecimiento industrial. Respecto de aquellas actividades económicas no detalladas en la norma, como el caso de las plantas de agua potable, la Superintendencia de Servicios Sanitarios determinará los contaminantes a considerar en las muestras.

En la Tabla 3-7 se presenta los límites para descargas al alcantarillado de aquellos contaminantes asociados a las aguas residuales del tratamiento de agua potable, además de incluir ciertos metales que son considerados en la normativa de descarga a cuerpos de agua superficiales y en normativas internacionales.

Tabla 3-7: Límites máximos de los principales contaminantes de interés para descargas al alcantarillado.

Parámetro	Límite máximo permitido
Aluminio	10 mg/l (*a)
Arsénico	0,5 mg/l
Cobre	3 mg/l
Cromo Hexavalente	0,5 mg/l
Cromo total	10 mg/l
Manganeso	4 mg/l
Mercurio	0,02 mg/l
pH	5,5-9,0
Plomo	1 mg/l
Sólidos sedimentables	20 ml/l
Sólidos Suspendidos Totales	300 mg/l
Sulfatos	1000 mg/l (*b)
Temperatura	35 °C

(*a) Si la concentración media del contaminante presente en la captación de agua del establecimiento industrial fuere mayor a la indicada en la Tabla 3-7, el límite máximo del contaminante presente en la descarga será igual a la concentración presente en la captación.

(*b) Se aceptarán concentraciones entre 1000 mg/l y 1500 mg/l cuando se cumplan las siguientes condiciones:

- pH= 8-9

Los establecimientos industriales cuyos efluentes descargan a una red de alcantarillado que cuente con PTAS autorizada para aplicar cargo tarifario, pueden generar un convenio y descargar efluentes con una concentración media diaria superior a los límites establecidos en la Tabla 3-7. Los convenios de excedencia son respecto a determinados contaminantes establecidos en la norma, siendo los sólidos suspendidos los más característicos de los efluentes de una planta de agua potable.

- **FRECUENCIA DE MONITOREO**

El muestreo se efectuará en todas las descargas del establecimiento industrial, por lo que cual se deben brindar todas las condiciones para el libre acceso del fiscalizador. El número mínimo de días de autocontrol mensual en cada descarga se determinará de acuerdo a la naturaleza del residuo y al volumen de descarga de residuos.

En la Tabla 3-8 se presenta la frecuencia de monitoreo de los establecimientos industriales que descarguen alguno de los siguientes contaminantes: aceites y grasas, Al, As, B, Cd, CN-, Cu, Cr, hidrocarburos, Hg, Mn, Ni, Pb, S-2, SO4-2 y Zn.

Tabla 3-8: Frecuencia de monitoreo según el volumen de descarga.

Volumen de descarga m3/día	Frecuencia mínima de análisis
0 - <100	1 cada 3 meses
100 - <200	1 mensual
200 - <1000	2 mensual
≥1000	4 mensual

En la Tabla 3-9 se presenta la frecuencia de monitoreo de los establecimientos industriales que descarguen alguno de los siguientes contaminantes: sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, DBO5, Fósforo, Nitrógeno amoniacal u otros no señalados en el párrafo anterior.

Tabla 3-9: Frecuencia de monitoreo según el volumen de descarga.

Volumen de descarga m3/día	Frecuencia mínima de análisis
0 - <100	1 cada 3 meses
100 - <200	1 cada 2 meses
200 - <1000	1 mensual
1000 - <5000	2 mensual
≥5000	4 mensual

3.2 PROYECTO DE NORMA 2013 – LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES EN LOS VERTIMIENTOS PUNTUALES A LOS SISTEMAS DE ALCANTARILLADO PÚBLICO – COLOMBIA.

Este proyecto de norma colombiano establece los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público. Este proyecto de norma aplica a los vertimientos puntuales de residuos líquidos procedentes de actividades industriales, comerciales y/o servicios.

Para el control de esta norma, previo a la descarga al sistema de alcantarillado, se deberá implementar para fines de seguimiento, vigilancia y control por parte de la autoridad ambiental competente, los elementos, los equipos y/o la infraestructura para la medición y el control del caudal volumétrico del vertimiento.

Los contaminantes a considerar en los análisis de las muestras dependen de la actividad económica. Aquellos parámetros no relacionados con dicha actividad pueden ser excluidos del análisis mediante una solicitud y justificación, balances de masa y caracterización del agua residual, ante la autoridad ambiental competente.

En la Tabla 3-10 se presenta los límites para descargas al alcantarillado de aquellos contaminantes asociados a las aguas residuales del tratamiento de agua potable.

Tabla 3-10: Límites máximos permitidos para descargas de aguas residuales al alcantarillado.

Parámetros	Límite máximo permitido
pH	5,0 a 9,0
Temperatura	40 °C
Sólidos suspendidos totales	225 mg/l
Sólidos sedimentables	7,5 ml/l
Cloruros	250 mg/l
Sulfatos	250 mg/l
Aluminio	3 mg/l
Arsénico	0,1 mg/l
Cobre	1 mg/l

Tabla 3-10: Límites máximos permitidos para descargas de aguas residuales al alcantarillado (cont.).

Parámetros	Límite máximo permitido
Cromo Hexavalente	0,1 mg/l
Fierro	1 mg/l
Mercurio	0,002 mg/l
Plomo	0,1 mg/l
Acidez total	Análisis y reporte (mg/l de CaCO ₃)
Alcalinidad total	Análisis y reporte (mg/l de CaCO ₃)
Dureza cálcica	Análisis y reporte (mg/l de CaCO ₃)
Dureza total	Análisis y reporte (mg/l de CaCO ₃)
Color real	Análisis y reporte (1/m)

- **FRECUENCIA DE MONITOREO**

Las empresas encargadas de los servicios de alcantarillado han establecido los protocolos de control de las descargas de residuos líquidos, mientras el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible se encuentra en proceso de establecer la frecuencia de caracterización de las descargas de residuos líquidos al alcantarillado.

A modo de referencia se presentan las exigencias de monitoreo establecidas por EMCALI (Empresas Municipales de Cali) a los usuarios del servicio de alcantarillado.

La jornada de monitoreo debe durar como mínimo la mitad del tiempo de descarga, teniendo como base un periodo de 6 horas y se debe programar en el horario más representativo en cuanto a la generación de vertimientos. En los casos donde el tiempo de descarga es inferior a 6 horas, por ejemplo cuando el vertimiento se realiza intermitentemente o se genera por una actividad de corta duración, la jornada de monitoreo se debe programar en un periodo de tiempo con el mayor número de eventos de descarga y se debe componer la muestra con el mayor número de alícuotas posible.

EMCALI ha establecido que los usuarios del sistema de alcantarillado presenten como mínimo una caracterización de sus descargas de residuos líquidos al año.

3.3 **NORMATIVAS DE RESIDUOS SÓLIDOS.**

3.3.1 **PERMISO GENERAL WMGR017 ESTADO DE PENNSYLVANIA (EE. UU.).**

Permiso general WMGR017 del estado de Pennsylvania (EE. UU.). Uso beneficioso de los sólidos de la planta de tratamiento de agua potable para su utilización como aditivo del suelo en tierras agrícolas.

Este permiso general autoriza el uso beneficioso de los sólidos de plantas de tratamiento de agua potable como: (i) un aditivo para la aplicación al suelo en tierras agrícolas, agronómicas y hortícolas. (ii) la aplicación al suelo en terrenos afectados para facilitar la revegetación con fines de recuperación de tierras.

Los sólidos del tratamiento de agua potable pueden ser utilizados para los usos descritos en el párrafo anterior mientras no se excedan los parámetros químicos establecidos en la Tabla 3-11.

Tabla 3-11: Límites máximos de pH y metales para sólidos del tratamiento de agua potable

Parámetro	Límite exigido mg/Kg
pH	5,5-8,5
Arsénico	41
Cadmio	25
Cromo	1200
Cobre	1500
Plomo	300
Mercurio	17
Molibdeno	18
Níquel	420
Selenio	36
Sodio	3500
Zinc	2800

Las tasas máximas de aplicación de sólidos del tratamiento de agua potable al suelo son las siguientes:

- Por año se puede aplicar un máximo de 37 ton/ha.
- Cada aplicación individual no debe superar los 50 m³/ha.

Los sólidos del tratamiento de agua potable utilizados beneficiosamente bajo este permiso no pueden ser mezclados con otros materiales como: residuos peligrosos, sólidos de PTAS, residuos de manejo especial o cualquier otro desecho residual.

Estos sólidos pueden ser almacenados por hasta 180 días en el lugar en el cual se efectuará la aplicación. El almacenamiento temporal en pilas no puede exceder los 7 días en el lugar autorizado para la aplicación.

- **FRECUENCIA DE MONITOREO**

La frecuencia de análisis de los sólidos es función del volumen generado, detallándose a continuación en la Tabla 3-12.

Tabla 3-12: Frecuencia de monitoreo según el volumen generado por año.

Volumen generado por año (Ton/Año) en base seca	Frecuencia de monitoreo
0 - <290	Una vez al año
290 - <1500	Una vez por semestre
1500 - <15000	Una vez por trimestre
≥ 15000	Una vez al mes

3.3.2 **NORMATIVA MEXICANA.**

Norma oficial mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, aprobada el 24 de septiembre de 2002. Protección ambiental-Lodos y biosólidos-Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

Esta norma establece los límites máximos permitidos en los lodos y biosólidos originados en diferentes actividades (p. ej. remoción de sólidos de sistemas de alcantarillado, tratamiento de agua potable, tratamiento de aguas residuales, compuestas por aguas servidas domesticas, descargas industriales, comerciales y agrícolas) con el propósito de regular su disposición y las actividades donde sean aprovechados, y así proteger a la comunidad y su entorno.

En esta norma se hace una diferenciación entre lodos y biosólidos. En el caso de los lodos, incluye a los sólidos del tratamiento de agua potable, no así los biosólidos. En la Tabla 3-13 se muestran los límites para metales pesados en caso de aprovechamiento de biosólidos en suelos agrícolas. Al comparar los límites presentados en el permiso general del estado de Pennsylvania (EE. UU.), cuya aplicación es específica para los sólidos del tratamiento de agua potable, se observa que son similares a los de la normativa mexicana.

La norma mexicana clasifica los biosólidos en:

- Tipo, de acuerdo al contenido de metales pesados: Excelente o bueno.
- Clase, de acuerdo al contenido de patógenos y parásitos: A, B y C.

Tabla 3-13: Límites máximos de metales pesados permitidos en los biosólidos.

Contaminante (determinados en forma total)	Tipo	
	Excelentes mg/Kg en base seca	Buenos mg/Kg en base seca
Arsénico	41	75
Cadmio	39	85
Cromo	1200	3000
Cobre	1500	4300
Plomo	300	840
Mercurio	17	57
Níquel	420	420
Zinc	2800	7500

. Los límites de la Tabla 3-13 sirven de referencia en caso de emplear sólidos del tratamiento de agua potable en alguna de las alternativas de aprovechamiento ahí estipuladas.

En la Tabla 3-14 se presenta los límites máximos de patógenos y parásitos permitidos en lodos y biosólidos.

Tabla 3-14: Límites máximos de patógenos y parásitos permitidos en los lodos y biosólidos.

Clase	Indicador Bacteriológico de Contaminación	Patógenos	Parásitos
		Coliformes fecales NMP/g en base seca	Salmonella spp. NMP/g en base seca
A	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 1(a)
B	Menor de 1 000	Menor de 3	Menor de 10
C	Menor de 2 000 000	Menor de 300	Menor de 35

Para la disposición final de los lodos y biosólidos, éstos deben cumplir los límites máximos permisibles para el indicador de contaminación, patógenos y parásitos especificados en la Tabla 3-14, para clase C.

En la Tabla 3-15 se presenta alternativas de aprovechamientos de los biosólidos de acuerdo a su tipo y clase.

Tabla 3-15: Alternativas de aprovechamiento de biosólidos según su categoría.

Tipo	Clase	Aprovechamiento
Excelente	A	- Usos urbanos que mantienen contacto directo con personas con posterioridad a su aplicación - Los establecidos para clase B y C
Excelente o Bueno	B	- Usos urbanos que no mantienen contacto directo con personas con posterioridad a su aplicación - Los establecidos para clase C
Excelente o Bueno	C	- Usos forestales - Mejoramiento de suelos - Usos agrícolas

Los lodos y biosólidos que cumplen con la norma pueden ser almacenados hasta por dos años, acondicionando el área de almacenaje para impedir infiltraciones y procurando un sistema de recolección de lixiviados.

- **FRECUENCIA DE MONITOREO**

La frecuencia de análisis de lodos y biosólidos es función del volumen generado, detallándose a continuación en la Tabla 3-16.

Tabla 3-16: Frecuencia de muestreo y análisis según el volumen generado por año.

Volumen generado por año (Ton/Año) en base seca	Frecuencia de muestreo y análisis	Parámetros a determinar
Hasta 1500	Una vez al año	Metales pesados, indicador bacteriológico de contaminación, patógenos y parásitos
Mayor de 1500 hasta 15 000	Una vez por semestre	Metales pesados, indicador bacteriológico de contaminación, patógenos y parásitos
Mayor de 15 000	Una vez por trimestre	Metales pesados, indicador bacteriológico de contaminación, patógenos y parásitos

3.4 LINEAMIENTOS PARA EL MANEJO DE AGUAS RESIDUALES.

En Estados Unidos las descargas de aguas residuales del tratamiento de agua potable a cuerpos de agua superficiales están permitidas por medio del sistema de permisos generales e individuales, pero instituciones como la EPA, AWWA y AWWARF han planteado varias razones, que se presentan en la Figura 3-2, por las cuales las plantas de agua potable debiesen adoptar medidas de reducción al respecto y proponen lineamientos para el manejo de estas aguas.



Figura 3-2: Motivos para proceder a minimizar y tratar las aguas residuales de procesos.

A continuación se detallan los motivos presentados en la Figura 3-2:

- Resoluciones judiciales.

Una de las principales razones por la que las PTAP en EE. UU. han debido adoptar medidas para reducir sus vertidos de aguas residuales son los problemas judiciales que han surgido debido a las descargas directas de estas a cauces naturales. En varios casos, las resoluciones judiciales han dictado la prohibición de realizar descargas de estas aguas a cuerpos de agua superficiales. Por lo tanto, las PTAP involucradas han debido implementar un tratamiento para estas aguas, además de quedar bajo el escrutinio del agente regulador y público (EPA, 2010).

- Cambios de criterios ambientales.

Ante la creciente discusión en relación a las aguas residuales de PTAP y a los posibles cambios de criterios ambientales, varias empresas sanitarias han invertido sus esfuerzos hacia la minimización de las descargas de aguas residuales en lugar de justificar la emisión de un permiso para la aprobación de las descargas.

- Efectos positivos de las medidas de reducción de sólidos de aguas residuales.

Existen PTAP cuya implementación de medidas de reducción de sólidos de aguas residuales ha sido económica y operacionalmente beneficiosa debido a la disminución de costos en la adquisición de insumos químicos y la reducción en el volumen de estas aguas.

- Zonas de escasez hídrica.

Por último, algunas PTAP han adoptado medidas de minimización de descargas debido a la evidente pérdida de agua, producto de las descargas, que podría ser recirculada. En especial en regiones con escasez de agua, la recirculación adquiere un mayor valor que el costo de implementar otros métodos de minimización de descargas de aguas residuales.

Existen medidas de minimización que se pueden adoptar para reducir el efecto de las descargas de aguas residuales, las cuales varían en impacto, complejidad y costo. Estas medidas de minimización se pueden clasificar en etapas y ordenar mediante una jerarquización piramidal como se presenta en la Figura 3-3. Las etapas no son excluyentes entre sí, sino que complementarias. Esta clasificación parte con la etapa base de la pirámide, la cual corresponde a una medida mínima para el manejo de estas aguas, para luego avanzar a las siguientes etapas más complejas de tratamiento y con mayores reducciones de los efectos adversos. El máximo esfuerzo en minimización es eliminar cualquier vertido de residuos a cuerpos de agua superficiales.



Figura 3-3: Etapas de minimización de las descargas aguas residuales (Fuente: EPA, 2010).

3.4.1 ECUALIZACIÓN DE LA DESCARGA.

La etapa base de los métodos de minimización de aguas residuales no consiste en reducir la cantidad de residuos que se descargan, sino en aminorar el impacto de los vertidos en el cuerpo de agua receptor.

En la mayoría de las PTAP la extracción de sólidos del sedimentador se realiza cada varias semanas o meses, acumulándose una gran cantidad de sólidos que son descargados al cauce en un periodo bastante reducido.

En el caso de las aguas residuales de lavado de filtros, su frecuencia de producción es cada 1 o 2 días y se descarga un importante volumen de agua en un corto periodo de tiempo por cada evento de lavado.

El disponer de un estanque que reciba las aguas residuales de coagulación o de lavado de filtros permite distribuir las descargas al cuerpo de agua receptor en un mayor periodo de tiempo. Con una descarga más lenta y a un ritmo constante, en lugar de una serie de descargas intermitentes y a una mayor tasa, la perturbación del cuerpo de agua receptor es considerablemente menor.

3.4.2 REDUCCIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.

La siguiente etapa de minimización de aguas residuales es reducir la cantidad de residuos y el volumen de agua que se producen. Existen diferentes métodos de reducción que pueden aplicarse según las condiciones propias de cada PTAP y fuente.

- **PROTECCIÓN DE CUENCAS.**

Los planes de protección de cuencas tienen el objetivo de disminuir la cantidad de sólidos que terminan en la fuente de agua potable y así reducir la cantidad de descargas de aguas residuales (EPA, 2010).

Amortiguaciones ribereñas con vegetación y estabilización de los márgenes de la corriente, pueden ser prácticas que permitan reducir el grado de erosión y el contenido de sólidos presentes en la fuente de agua potable. Un estudio de AWWARF el 2003 señaló que aquellas PTAP de mayor tamaño en cuencas pequeñas tenían mejores resultados tras la aplicación de este método de reducción que PTAP más pequeñas en cuencas de gran tamaño. Esta última afirmación se puede explicar al considerar la magnitud de la reducción de sólidos en las aguas residuales, la cual es ampliamente mayor en una PTAP de gran tamaño.

- **OPTIMIZACIÓN DE LAS FUENTES DE AGUA.**

La optimización de las fuentes de agua consiste en desarrollar un programa para alternar las fuentes de producción frente a cambios estacionales en la turbiedad y determinar las ubicaciones óptimas, en cuanto a calidad, para la disposición de las fuentes de suministro de agua.

Es evidente que la optimización de la ubicación de la fuente de agua tiene un efecto significativo sobre los costos y operación de una PTAP, pero depende de las condiciones particulares de cada caso. Por ejemplo en aquellas PTAP cuyas fuentes se encuentran en lagos o embalses susceptibles a la proliferación de algas, es ideal disponer la extracción a profundidades o en zonas con menor influencia de las algas. En este último caso, la reducción estará asociada a una disminución en la producción de aguas residuales de lavado de filtros, ya que al bajar el contenido de algas se mejora el funcionamiento de los filtros y los lavados pueden ser menos frecuentes.

- UNIDAD DE DESARENACIÓN.

Al disponer de una unidad de desarenación se reduce el contenido de sólidos que deben ser removidos en la planta de tratamiento. En Chile las PTAP deben disponer de un desarenador en sus fuentes de producción para retirar la arena. Debido a la disminución del contenido de sólidos, se reduce la aplicación de coagulante y de ese modo la producción de aguas residuales.

La arena que se remueve desde la unidad de desarenación puede ser aprovechada en otras actividades productivas (confección de materiales de construcción).

- FUENTES SUB-SUPERFICIALES.

Esta alternativa consiste en la instalación de un dren o punteras, cuando las condiciones hidrogeológicas son apropiadas, adyacentes a la fuente superficial ya existente y así obtener el agua desde el cauce, atravesando la zona sub-superficial, hasta el dispositivo de extracción. El acuífero actuará como un filtro natural permitiendo reducir la concentración de contaminantes y la variabilidad de la composición del agua.

Este método puede ser una alternativa frente a cambios estacionales en la turbiedad de la fuente superficial y así reducir el contenido de partículas sólidas y de microorganismos que deben removerse en la PTAP.

- OPTIMIZACIÓN DE LOS PROCESOS QUÍMICOS.

La selección de los productos químicos adecuados (p. ej., la selección del mejor polímero para una aplicación específica), establecer las condiciones de tratamiento propicias (p. ej., el pH y la dosis de coagulante en la etapa de coagulación, tiempo de floculación y la intensidad, etc.) y desarrollar procedimientos para adecuarse a cambios en la calidad de las fuentes de producción de agua permiten limitar una eventual sobredosis en la aplicación de productos químicos. El establecer las condiciones óptimas para el tratamiento restringe el exceso de productos químicos que aportan residuos a la producción de aguas residuales (EPA, 2010).

- REDUCCIÓN DE LAS AGUAS DE LAVADO DE FILTROS.

El monitoreo de la turbiedad en el agua cruda y en el proceso de retrolavado, cuando la turbiedad alcanza un nivel definido (p. ej., 10 o 15 UNT), puede reducir la producción de aguas residuales de lavado de filtros (EPA, 2002).

Cuando la fuente de producción de agua es de baja turbiedad se producen menos aguas residuales que en el caso de una fuente de agua de alta turbiedad, pero la proporción de coagulante en las aguas residuales de baja turbiedad es mayor que en su par de alta turbiedad. Esto sucede ya que las aguas de baja turbiedad requieren de una mayor dosis de coagulante para formar un flóculo capaz de sedimentar eficientemente.

Esta mayor exigencia de tratamiento no sería necesaria si la PTAP no estuviese diseñada para remover la mayoría de los sólidos en la unidad de sedimentación. En cambio, si durante los periodos de baja turbiedad la PTAP fuese operada como una instalación de filtración directa, se aplicaría una menor dosis de coagulante ya que la mayoría de los sólidos serían retenidos en los filtros.

Esta operación no será factible para todas las fuentes de agua, la filtración directa se ha demostrado eficaz para aguas crudas con turbiedades promedio de hasta 8 UNT y turbiedades máximas que podrían llegar a 16 UNT (Cleasby et al. 1984).

Por otra parte, el monitoreo de la turbiedad durante el retrolavado es fundamental para optimizar el proceso de lavado y minimizar la producción de aguas residuales. En general, el lavado puede darse por terminado cuando las aguas residuales han alcanzado una turbiedad entre 10 a 15 UNT, aunque este rango puede variar de un sistema a otro (EPA, 2002). El objetivo es evitar realizar un lavado de filtros durante un tiempo excesivo.

El encontrar el tiempo óptimo de lavado permite reducir el periodo de maduración del filtro y además se minimiza la producción de aguas residuales.

3.4.3 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

En base a la reducción en la producción de residuos, la siguiente etapa para minimizar los vertidos de aguas residuales es tratar todas o algunas de las corrientes de aguas residuales de procesos. Esto básicamente consiste en el tratamiento de las aguas residuales empleando algunos o todos los procesos de tratamiento como el acondicionamiento, espesamiento y deshidratación o mediante la descarga al alcantarillado. La fase líquida o sobrenadante de cada proceso de tratamiento puede ser recirculada o descargada a un cuerpo de agua superficial. Una descripción más detallada de esta etapa se realiza en el capítulo 4.

3.4.4 CERO DESCARGAS LÍQUIDAS.

Esta etapa consiste en eliminar toda clase de vertidos líquidos a cuerpos de agua superficiales. La dificultad de implementar esta etapa es a nivel económico y operacional. Esta etapa requiere de implementar un tratamiento de las aguas residuales en la misma planta, recirculando la fase líquida y el sobrenadante de todos los procesos. La única descarga realizada son los residuos sólidos que pueden ser dispuestos en un relleno sanitario o aprovechados beneficiosamente.

La PTAP debe considerar el impacto de implementar la recirculación en la producción de agua potable. Debido a alta tasa a la que se producen las aguas residuales de lavado de filtros, pueden ocurrir alteraciones en la operación de la planta si son recirculadas directamente. Por último, la recirculación de la fase líquida del tratamiento de aguas residuales puede concentrar ciertos contaminantes y provocar perturbaciones en la calidad del agua potable producida.

4 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.

4.1 INTRODUCCIÓN.

El manejo de las aguas residuales de una planta de tratamiento de agua potable depende del tipo de agua residual y de las condiciones locales. Estas aguas pueden ser manejadas a través de un co-tratamiento o mediante un tratamiento específico dentro de las instalaciones de la PTAP.

El co-tratamiento es básicamente la descarga de las aguas residuales de la PTAP al alcantarillado, para ser tratadas posteriormente en un PTAS. En cambio el tratamiento de las aguas residuales corresponde a la extracción de los sólidos, con un grado de humedad adecuado para su disposición o aprovechamiento.

4.1.1 CO-TRATAMIENTO.

En general las comunidades cuentan con una PTAP y una PTAS. Esta condición da la posibilidad que las descargas de aguas residuales provenientes del tratamiento de agua potable sean realizadas al sistema de alcantarillado. Es necesario que las aguas descargadas desde la PTAP cuenten con una etapa de equalización con el propósito de evitar cambios bruscos en las concentraciones de sólidos disueltos totales y sales que ingresan a la PTAS.

Las aguas residuales provenientes de la PTAP llegarán a la PTAS y durante su trayecto se mezclarán con las aguas servidas. Esta mezcla permitirá un mejor acondicionamiento de las aguas debido al contenido de coagulante proveniente de las aguas residuales del tratamiento de agua potable, además de mejorar la capacidad de deshidratación (Fulton, 1978).

Las aguas residuales de ablandamiento pueden ser utilizadas para aumentar el pH y actuar como agente de neutralización de residuos ácidos. Estas aguas residuales tienen una alta capacidad de depositación por lo cual es necesario que mantengan una buena velocidad para evitar su asentamiento en la red de alcantarillado (AWWA, 1981).

4.1.2 TRATAMIENTO.

El tratamiento cuenta con la aplicación de tecnologías primarias y tecnologías mecánicas avanzadas.

Las tecnologías primarias de tratamiento están compuestas por aquellos procesos que mejoran las características de las aguas residuales con el propósito de aumentar la eficiencia de las etapas subsecuentes, además de los procesos de deshidratación naturales.

Las tecnologías mecánicas avanzadas corresponden a los procesos de reducción del volumen y deshidratación de mayor capacidad, además de los procesos de recuperación de productos químicos. Las unidades mecánicas de estos procesos son usadas generalmente en el tratamiento de lodos de PTAS de Chile.

En la Tabla 4-1 se indica los procesos del tratamiento de aguas residuales y los tipos de tecnología disponibles.

Tabla 4-1: Procesos y tecnologías.

Proceso	Tecnologías Primarias	Tecnologías Mecánicas Avanzadas
Mezcla	X	-
Espesamiento	X	-
Recuperación de coagulante	-	X
Acondicionamiento	X	-
Deshidratación	X	X
Disposición y aprovechamiento	X	-

En la Figura 4-1 se presenta un esquema de los procesos de tratamiento de aguas residuales.

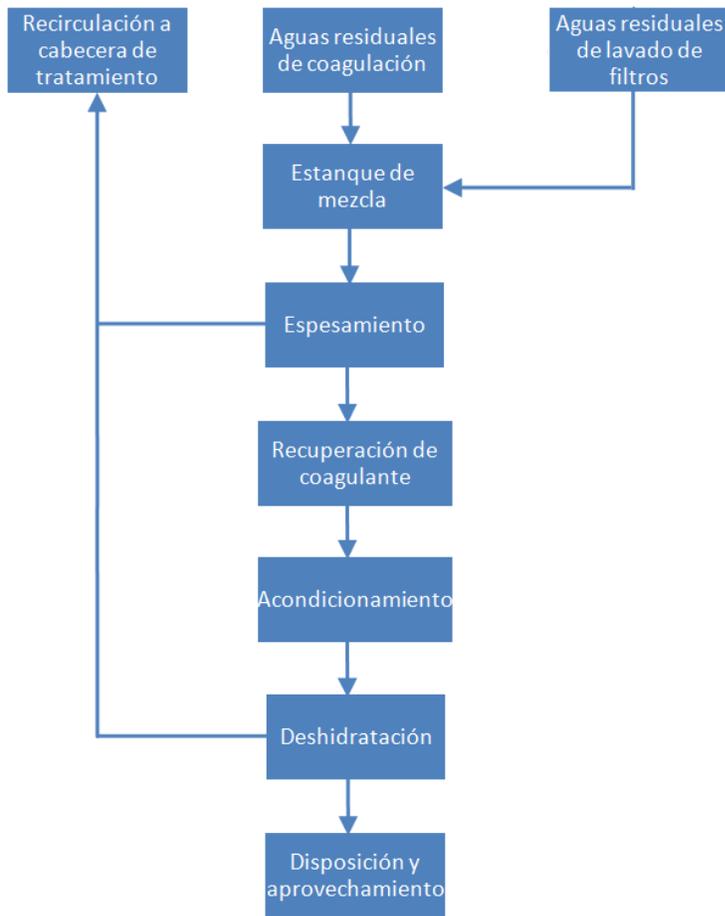


Figura 4-1: Esquema de tratamiento de aguas residuales de PTAP.

El manejo de estas aguas va a estar determinada por las condiciones de la planta de tratamiento. A continuación se describen las tecnologías de tratamiento.

4.2 TECNOLOGÍAS PRIMARIAS.

La fase de tecnologías primarias incluye ecualización del flujo, tratamiento de las aguas residuales del lavado de filtros, mezcla, espesamiento, acondicionamiento y deshidratación no mecánica. Esta fase puede contar con una de estas etapas o una combinación de ellas.

4.2.1 ECUALIZACIÓN DEL FLUJO.

La ecualización consiste en un estanque de almacenamiento de las aguas residuales que permite la regulación del flujo. Los requisitos de almacenamiento dependen de la programación del volumen a espesar y deshidratar posteriormente.

4.2.2 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LAVADO DE FILTROS.

En general las aguas residuales de lavado de filtros son sometidas a un tratamiento previo antes de ser mezcladas con las aguas residuales de coagulación, debido a sus diferentes concentraciones de sólidos.

Este tratamiento consiste principalmente en un estanque de decantación y que a su vez puede actuar como ecualizador del flujo. A estas aguas se adiciona coagulante, con o sin polielectrolitos, para permitir la decantación de una porción importante de los sólidos suspendidos.

Tras la acumulación de los sólidos en el fondo del estanque, estos son conducidos a un depósito para ser mezclados con las aguas residuales de coagulación, mientras el sobrenadante puede ser bombeado a la cabecera de la PTAP.

Es conveniente que este tratamiento de aguas de lavado de filtros consista más en un proceso de sedimentación que en un espesamiento. Este proceso se recomienda que se realice con un periodo de retención hidráulico de 25 minutos y una tasa superficial de $80 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{día}$, debido a la alta velocidad de sedimentación y al escaso volumen de sólidos que se extrae del estanque. De las aguas empleadas en el lavado de filtros se puede recuperar alrededor del 90% para ser recirculadas a cabecera de planta (Dellepiane, 2003).

4.2.3 MEZCLA.

Las aguas residuales de coagulación son extraídas desde las unidades de sedimentación con un patrón intermitente. Si estas aguas fuesen enviadas directamente a una unidad de espesamiento el rendimiento del proceso se vería afectado por las diferencias de concentraciones entre cada extracción de aguas residuales de coagulación (KIWA y AWWA, 1990).

Es recomendable enviar previamente las aguas residuales de coagulación y lavado de filtros a un estanque de mezcla y almacenamiento donde se pueda producir una homogeneización de la concentración. Esta mezcla de aguas residuales requiere de una

regla de operación para los caudales afluentes a la unidad (aguas residuales de coagulación y lavado de filtros), con el objeto de obtener una concentración lo más constante posible.

4.2.4 ESPESAMIENTO.

El espesamiento es un proceso donde los sólidos de las aguas residuales se condensan para producir un material más concentrado y una fracción líquida relativamente libre de partículas. Esta porción líquida es retirada del estanque, pudiendo ser recirculada a la cabecera de tratamiento, lo que permite una considerable reducción del volumen.

Este aumento de la concentración de sólidos y la reducción del volumen tienen un efecto directo en los procesos subsecuentes (deshidratación) como un mejor funcionamiento, una mayor eficiencia y una reducción del tamaño de las unidades.

Por otra parte el espesamiento puede actuar como unidad de equalización permitiendo la regulación del flujo.

Existen pocos tipos de espesadores en el mercado, siendo utilizado generalmente un decantador ya sea por gravedad o por flotación.

4.2.4.1 ESPESAMIENTO GRAVITACIONAL.

El espesamiento gravitacional (AWWA, 2002) generalmente se realiza en estanques circulares de hormigón, equipados con dos aspas mecánicas que actúan como rastrillos para arrastrar las partículas sedimentadas hacia la cámara de recogida. Estas aspas mecánicas o rasquetas están cerca del fondo y su eje de rotación se ubica en el centro del tanque.

Los espesadores pueden operarse como un flujo continuo o ser llenados por tandas (batch, secuencias de llenado y vaciado del estanque).

En los espesadores de flujo continuo como se muestra en la Figura 4-2 el caudal afluente ingresa generalmente desde una columna ubicada en el centro del estanque y se distribuye radialmente. La rotación lenta de las rasquetas permite evitar el “punteo” de las partículas sedimentadas. El fondo del estanque tiene forma cónica con una pendiente entre el 10% y el 20%, permitiendo a las rasquetas arrastrar de forma más eficiente las partículas hacia el centro. La salida del sobrenadante se realiza por medio de vertederos situados en la periferia del espesador. Para aumentar la superficie de decantación se puede disponer de placas que pueden permitir reducir el volumen del estanque y mejorar los resultados del espesamiento.

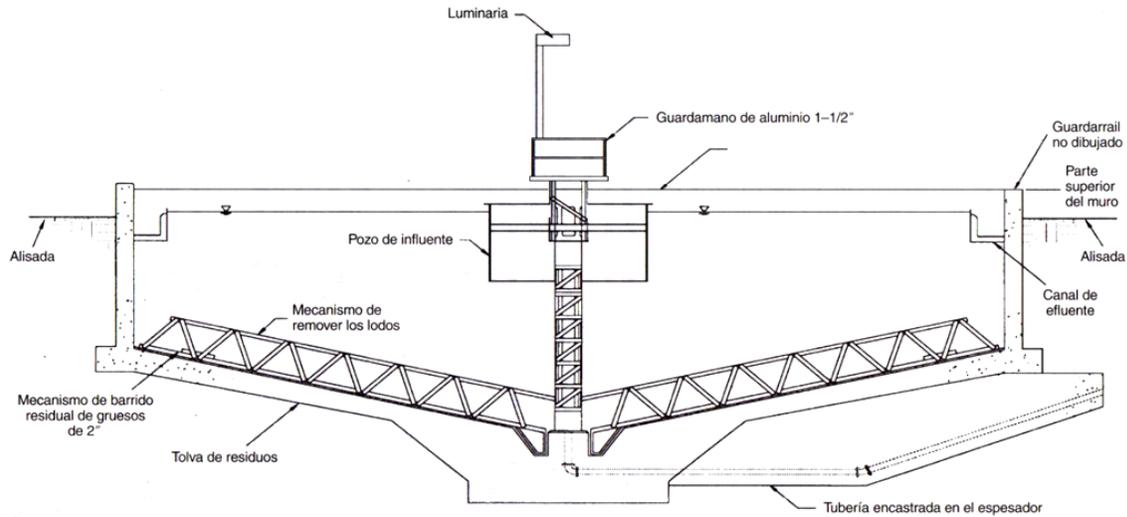


Figura 4-2: Espesador gravitacional de flujo continuo (Fuente: AWWA, 2002).

Los espesadores de llenado por “tandas” están provistos de tolvas de recolección de sólidos y no cuentan con sistema de rasquetas. El flujo puede ingresar de forma periódica o continua hasta que el estanque esté lleno, luego se permite que las partículas sedimenten y se emplea una tubería telescópica para retirar el sobrenadante. Esta última tubería se baja continuamente hasta que los sólidos alcanzan la concentración deseada o sencillamente no se espesan más.

Tras el espesamiento de los sólidos es fundamental poder determinar la concentración alcanzada en base a parámetros como el volumen. La siguiente relación permite calcular la concentración.

$$V = \frac{M}{r \cdot s \cdot P} \quad (4-1)$$

Donde:

$V =$ volumen del lodo (m^3)

$M =$ masa de sólidos secos (Kg)

$r =$ densidad del agua = 10^3 (Kg/ m^3)

$s =$ peso específico de la mezcla de lodo

$P =$ porcentaje de sólidos expresado como decimal (peso/peso)

La expresión (4-1) se puede simplificar considerando que el peso específico de los sólidos no cambia y que hay una captura del 100% de las partículas en el espesador, de tal

manera que la reducción del volumen basada en el porcentaje de sólidos se expresa como (AWWA, 2002):

$$\frac{V_2}{V_1} = \frac{P_1}{P_2} \quad (4-2)$$

La expresión (4-2) es rápida y útil debido a que el peso específico de los sólidos no siempre es conocido, pero generalmente no varía dentro de los límites de la mayoría de las operaciones de espesamiento.

Por ejemplo, para espesar un 1% de concentración de sólidos a un 10% de concentración, se logra una reducción del volumen en aproximadamente un 90%.

Para mejorar la eficiencia del proceso de espesamiento se pueden acondicionar las partículas mediante la adición de polímeros. Las ventajas de este acondicionamiento se reflejan en un aumento de la velocidad de sedimentación, mayor remoción de partículas desde la fase líquida y la reducción de tiempo del proceso de espesamiento. Sin embargo, el efecto en el grado de espesamiento alcanzado es mínimo.

En la Tabla 4-2 se muestra las concentraciones promedio alcanzadas mediante el espesamiento gravitacional en Colombia y la experiencia de Holanda y Alemania (KIWA and AWWA, 1990). Estos últimos utilizan la sedimentación y el espesamiento gravitacional como técnicas para incrementar la concentración de sólidos.

Tabla 4-2: Concentración de sólidos por espesamiento.

Tipo de aguas residuales	Concentración de sólidos			
	Colombia	Holanda - Alemania		
	Gravitacional %	Sedimentación		Gravitacional %
		Sin acondicionamiento (%)	Con acondicionamiento (%)	
Aguas residuales de coagulación	-	1-2	3-4	3-15
Aguas residuales de lavado de filtros	>4	-	-	-
Aguas residuales de coagulación y lavado de filtros	2-20	-	-	-
Aguas residuales de ablandamiento	15-30	2-10	5-10	10-30

Cuando el diseño de los espesadores está basado en la concentración de las partículas, el área de espesamiento está limitada por los sólidos y se emplea una tasa de carga ($\text{Kg/m}^2/\text{h}$) para su determinación. En el caso que el criterio de diseño sea la calidad del sobrenadante la limitación es de carácter hidráulico, de manera que el tamaño está basado en la velocidad de sedimentación de los sólidos (m/h). El año 1996 la AWWA recomendó que la tasa típica de carga para aguas residuales de coagulación con aluminio sea $20 (\text{Kg/m}^2/\text{h})$.

4.2.4.2 ESPEPAMIENTO POR FLOTACIÓN.

El espesamiento por flotación (EPA, 1996) como se muestra en la Figura 4-3 es una alternativa de incremento de la concentración de sólidos de las aguas residuales. Este proceso consiste en el arrastre hacia la superficie de las partículas sólidas a través de pequeñas burbujas de aire cuyos diámetros están entre 50 y $100 \mu\text{m}$. Para producir la adherencia de las partículas con la superficie de las burbujas, estas últimas son distribuidas a través de las aguas residuales y la mezcla es presurizada a 6 bares, siendo posteriormente descomprimidas para reducir la densidad efectiva y así ser fácilmente separables. Una opción es presurizar agua clarificada que es inyectada posteriormente en el agua residual. La remoción de los sólidos acumulados en la superficie, puede ser continua o intermitentemente mediante rasquetas superficiales.

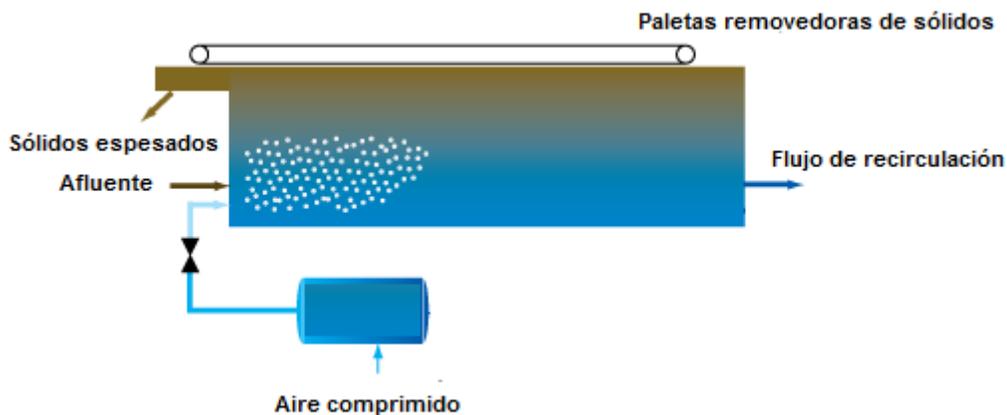


Figura 4-3: Espesador por flotación.

El beneficio de esta alternativa de espesamiento es una menor sensibilidad a los cambios en la concentración de sólidos del caudal afluente.

Estudios indican que varias instalaciones europeas han alcanzado concentraciones de sólidos entre un 3 a 4% (Brown y Caldwell, 1990); el proceso se ve favorecido mediante el uso de polielectrolitos.

4.2.5 ACONDICIONAMIENTO.

El proceso de acondicionamiento, como se presenta en la Figura 4-4, contempla una serie de métodos físicos o químicos para modificar las características de las aguas residuales del tratamiento de agua potable y así asegurar la eficiencia de las etapas subsecuentes de deshidratación.

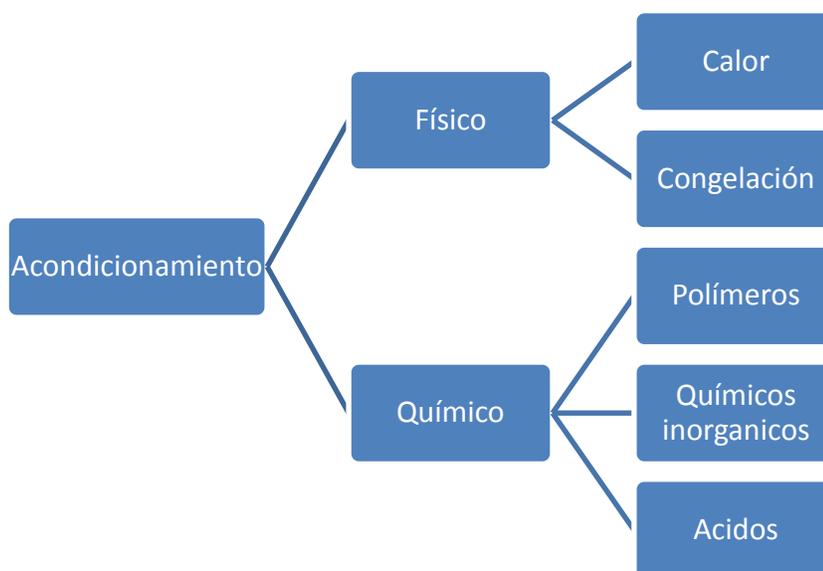


Figura 4-4: Métodos de acondicionamiento.

Las características del acondicionamiento físico y químico se detallan a continuación:

- El acondicionamiento físico incluye:
 - Exponer a los sólidos a un proceso de congelación y descongelación.
 - Exponer a los sólidos a altas temperaturas (180 a 230 °C) y presiones (1000 a 2500 KPa)
- El acondicionamiento químico incluye la adición de:
 - Químicos inorgánicos como cloruro férrico, cal, o una combinación de ambos.
 - Polímeros (Poliectrolitos).
 - Combinación de químicos inorgánicos y polielectrolitos.

Debido a las grandes cantidades de aguas residuales que derivan de la unidad de espesamiento generalmente se emplean métodos químicos. Para la selección del agente acondicionador se deben considerar factores tales como la intensidad de mezcla y el tiempo de contacto y así poder determinar la dosis óptima del producto químico.

4.2.6 DESHIDRATACIÓN NO MECÁNICA (NATURAL).

Los métodos de deshidratación no mecánica remueven el agua a través de medios que no requieren la utilización de dispositivos mecánicos. Siendo utilizados en lugares donde el terreno es abundante y puede ser económico y eficiente el tratamiento deshidratador (AWWA, 2002).

Las principales técnicas de deshidratación no mecánica son las Lagunas, Lechos de Secado y Lechos de Congelación. La Laguna consiste en la separación de la fase sólida y líquida por medio de la sedimentación. Los Lechos de Secado permiten el drenaje del agua a través de un lecho de arena, mientras que el agua restante se remueve por medio de la evaporación, incrementando la concentración de los sólidos. Los Lechos de Congelación permiten la solidificación del agua, reduciendo el volumen de residuos e incrementando la concentración de los sólidos.

a) LAGUNAS.

Este método de deshidratación consiste en el vertimiento de las aguas residuales espesadas al interior de la laguna. Los sólidos se van depositando en la parte inferior y son retenidos por un largo periodo de tiempo (3 a 12 meses), siendo la sedimentación y la compresión los mecanismos que permiten separar los sólidos del líquido. La reducción de la fase líquida se logra mediante el efecto de la evaporación, pero las capas inferiores de la laguna no se secan adecuadamente, de modo que la remoción de los sólidos durante esta etapa permite exponer todas las zonas al proceso de secado (AWWA, 2002).

La operación de llenado de las lagunas puede ser continua o intermitente, de modo que las concentraciones de las aguas residuales espesadas pueden variar. Por otra parte la zona inferior de la laguna tendrá una mayor concentración de sólidos que la parte superior, siendo necesaria la estimación de una concentración media de sólidos para efectos del cálculo de superficie de la laguna.

Las lagunas se componen de diques de tierra contruidos sobre la superficie del terreno, o a través de una excavación. Se equipan con un sistema de drenaje y el fondo debe estar impermeabilizado. Sus dimensiones varían generalmente entre 1 a 6 m de profundidad y de 2 000 a 60 000 m² de área superficial (Cornwell et al., 1987).

La eficacia de las lagunas en la concentración de sólidos depende generalmente del método de operación. Los sólidos de aguas residuales de coagulación retenidos entre 1 a 3 meses, sin encontrarse completamente secos, pueden lograr concentraciones de 5 a 10%. En el caso de los sólidos de aguas residuales de coagulación con aluminio generalmente se

alcanzan concentraciones de 5% y tras años de sedimentación se pueden obtener concentraciones de hasta 9% (AWWA, 1969). Concentraciones entre 20 a 30% pueden conseguirse para los sólidos de aguas residuales de ablandamiento, incluso hasta un 50% para periodos de retención de 1 año y tras la suspensión de afluentes a la laguna.

La ventaja de este método de deshidratación son sus bajos costos operacionales, pero sus requerimientos de terreno la convierten en una alternativa simple y económica solo para PTAP rurales. Es fundamental contar con al menos dos lagunas para su uso alternado, permitiendo entre 6 meses a 1 año para la decantación, evaporación y drenaje.

La desventaja de este método es la variabilidad de concentración de sólidos que se obtienen, y generalmente los sólidos no alcanzan las condiciones aptas para su disposición.

b) LECHOS DE SECADO.

Esta técnica de deshidratación consiste en el vertimiento de las aguas residuales espesadas sobre un lecho de arena, para permitir que el agua drene y los sólidos se retengan en la superficie. El agua que llega al lecho de arena es recolectada por un sistema de drenaje, que consiste en una serie de tubos colectores laterales. El agua que no logra drenar con facilidad puede ser removida mediante decantación, hasta que se logre formar una capa de sobrenadante, y luego ser reducida gracias al efecto de la evaporación.

En la Figura 4-5 se presenta un esquema de un lecho de secado de arena.

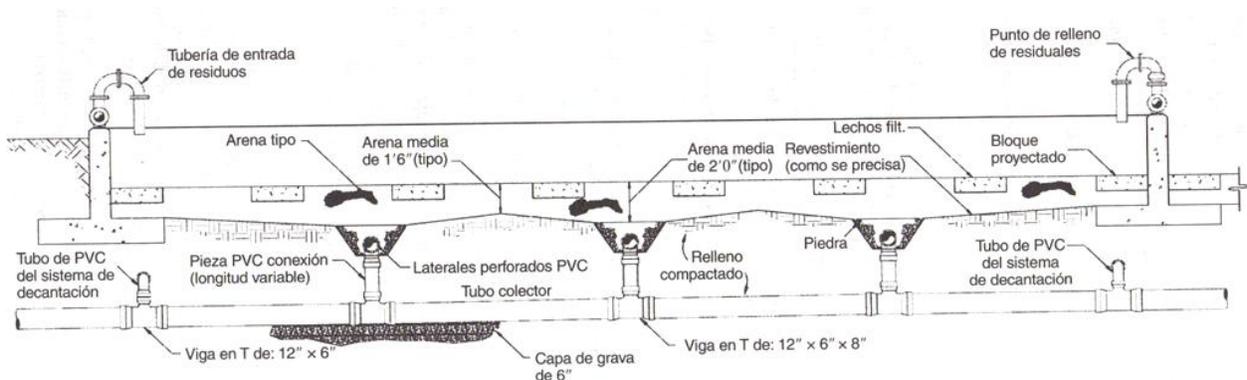


Figura 4-5: Lecho de secado de arena (Fuente: AWWA, 2002).

Los lechos de secado están compuestos por una capa de arena de espesor entre 15 a 30 cm, con un tamaño de grano que varía hasta los 0,5 mm, situándose sobre el sistema de drenaje. Además este lecho cuenta con una capa de arena gruesa de espesor entre 15 a 30 cm, con un tamaño de grano que varía entre 3,2 a 6,4 mm, dispuesta sobre la losa que

contiene la red de drenaje. Las tuberías que conforman esta red tienen diámetros entre 15 a 20 cm (AWWA, 1969).

Las condiciones ambientales y la resistencia específica de los sólidos son fundamentales en la efectividad de este método de deshidratación. Los sólidos de aguas residuales de coagulación con aluminio retenidos entre 70 a 100 (h), con una tasa de carga de 3,9 (Kg/m²), velocidad del viento de 8 (Km/h), temperaturas entre 20,6 a 27,2 °C y humedad relativa del aire de 72 a 93%, han alcanzado concentraciones de 20% y una captura de sólidos de 97% (Neubauer, 1968). Con esta experiencia se observó que el tamaño efectivo de la arena tiene un efecto mínimo sobre el tiempo de secado.

La resistencia específica de los sólidos está directamente relacionada con la tasa de drenaje. Los sólidos con baja resistencia específica permiten un drenaje fácil de su fase líquida y sus espesores de aplicación sobre el lecho pueden estar entre 60 a 90 (cm). En caso de presentar una alta resistencia específica, el drenaje es deficiente y los espesores de aplicación no pueden superar los 30 (cm). La aplicación de agentes acondicionantes permite la reducción de la resistencia específica y la no penetración de los sólidos en el lecho de arena (Novak y Montgomery, 1975).

La ventaja de este método deshidratación es lograr concentraciones de sólidos adecuadas para su disposición. Por otra parte los requerimientos de terreno son menores en comparación a las Lagunas, debido a que la evaporación y el drenaje actúan como mecanismos de reducción de la fase líquida.

Las desventajas de este método son sus mayores costos de construcción en comparación a las Lagunas.

c) LECHOS DE CONGELACIÓN.

Este método de deshidratación (AWWA, 2002) consiste en el vertimiento de las aguas residuales espesadas sobre un lecho, para permitir que el mecanismo de congelación opere sobre la fase líquida y sólida. La formación de cristales de hielo actúa mediante la adición de moléculas de agua. Si el cristal en crecimiento se pone en contacto con impurezas, estas son rechazadas a favor de las partículas de agua. Cuando la descongelación se inicia, el drenaje se produce de forma instantánea a través de los poros grandes y canales creados por el agua congelada. La capa de sobrenadante que consiga formarse puede ser reducida mediante el efecto de la evaporación.

Para la operación de lechos de congelación es recomendable el vertimiento dosificado de aguas residuales, para permitir la adecuada congelación de cada descarga. La aplicación de

múltiples capas delgadas es más adecuada que la disposición de una sola capa de mayor espesor. Una capa de 8 (cm) de espesor es práctica para la mayoría de las situaciones en climas ligeramente fríos, mientras que para climas más fríos un mayor espesor puede ser adecuado.

El lecho está formado, como se muestra en la Figura 4-6, por una pantalla de tela metálica o arena para permitir el drenaje del filtrado. La zona superior e inferior del lecho cuentan con tuberías para permitir el desagüe del sobrenadante y filtrado respectivamente. El lecho está cubierto por un tejado transparente para evitar el ingreso de precipitaciones (nieve o lluvia) y permitir el proceso de evaporación.

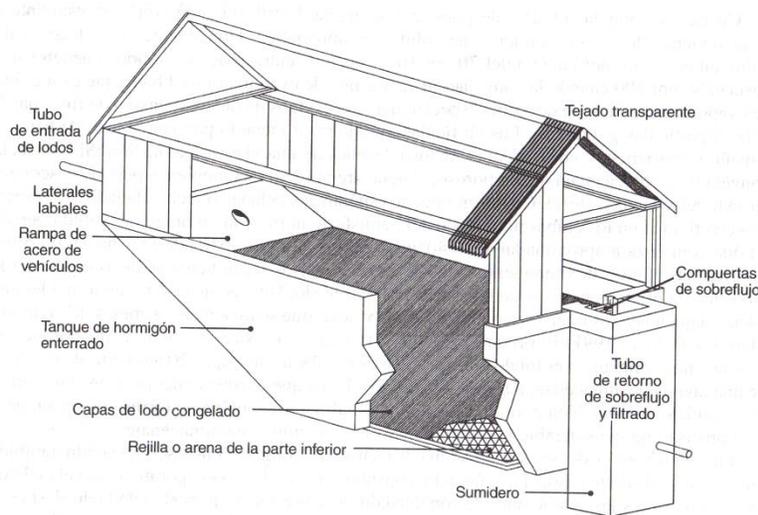


Figura 4-6: Lecho de congelación (Fuente: AWWA, 2002).

Tras el proceso de congelación y descongelación de las aguas residuales espesadas se pueden alcanzar reducciones de volumen mayores al 70% y concentraciones de sólidos de 80%, cuando el proceso va complementado con la evaporación.

La ventaja de este método de deshidratación es su efectividad con los sólidos de aguas residuales de coagulación con aluminio, donde Fitch (Fitch y Elliott, 1986) logró obtener concentraciones de sólidos de 25%.

La desventaja de este método es su dependencia de las condiciones climáticas, lo cual impide el uso de esta técnica en la mayoría de las PTAP del país.

4.3 TECNOLOGÍAS MECÁNICAS AVANZADAS.

Las tecnologías mecánicas avanzadas se encargan de extraer la fase líquida de las aguas residuales con el objeto de reducir el volumen de los residuos y obtener sólidos con las características propicias para su disposición o aprovechamiento.

4.3.1 DESHIDRATACIÓN MECÁNICA.

Los métodos de deshidratación mecánica tienen como objeto la remoción del agua mediante la utilización de dispositivos mecánicos. Hay varios dispositivos mecánicos disponibles pero básicamente se pueden agrupar en dos principios, la filtración y la centrifugación. En la Tabla 4-3 se presenta los métodos de deshidratación mecánica y sus tecnologías.

Tabla 4-3: Métodos de deshidratación mecánica y sus tecnologías.

Deshidratación	Principio	Tecnología
Mecánica	Filtración	Filtros prensa
		Filtros banda
		Filtros al vacío
	Centrifugación	Basquet
		Solid Bowl

4.3.1.1 FILTRACIÓN.

El método de deshidratación mediante filtración mecánica utiliza principalmente los siguientes dispositivos:

- Filtros Prensa.
- Filtros de Banda.
- Filtros al Vacío.

a) FILTROS PRENSA.

Los filtros prensa (EPA, 1996) son dispositivos de separación de los sólidos de las aguas residuales espesadas que funcionan según el principio de filtración a alta presión mediante un medio filtrante de malla micro-porosa (10 a 300 μm).

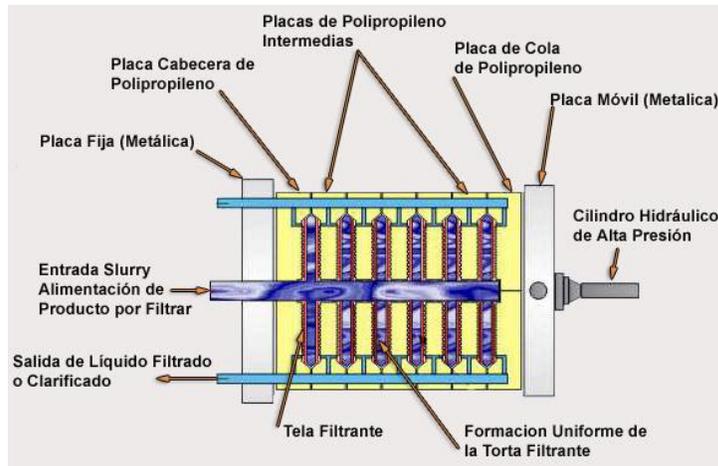


Figura 4-7: Filtro prensa.

Cómo se muestra en la Figura 4-7 el filtro está compuesto por un conjunto de placas verticales huecas, contiguas, las cuales son apretadas fuertemente unas contra las otras mediante un brazo hidráulico. La forma de las placas y su disposición vertical forman cámaras de filtración estancas, las cuales están cubiertas por las mallas micro-porosas. Las aguas residuales espesadas son bombeadas a alta presión a las cámaras de filtración. Los compartimentos se presurizan, liberando el agua mientras los sólidos quedan retenidos en el medio. Cuando el proceso de bombeo finaliza, las placas son separadas y los sólidos caen por gravedad a un recipiente dispuesto bajo la prensa como se presenta en la Figura 4-8.



Figura 4-8: Deshidratación de sólidos con filtro prensa.

Existen distintas formas de placas (circulares, cuadradas y rectangulares) cuyos tamaños están entre 0,6 a 2,1 m. La presión a la que generalmente son sometidas las placas está entre 1200 a 1500 kPa. El espesor de la torta de sólidos, es determinante en el diseño del filtro, y puede ser de 25, 30 ó 40 mm.

Existe una variación del dispositivo convencional, que se denomina filtro prensa de diafragma, el cual es una combinación entre el filtro prensa con la capacidad de variar el volumen de la cámara de prensado. El proceso comienza con el bombeo a baja presión de las aguas residuales hasta alcanzar el llenado de las cámaras de prensado. Finalizado el

ingreso de aguas residuales, los diafragmas que se ubican en cada cara de las placas se proceden a inflar hasta alcanzar presiones entre 1380 a 1730 kPa. Posteriormente los diafragmas se desinflan y las placas se separan, permitiendo la caída de los sólidos al recipiente dispuesto bajo la prensa.

Para mejorar los procesos de lavado del medio filtrante se implementa un sistema de recubrimiento con el propósito de aumentar los intervalos de tiempo entre eventos. Este sistema consiste en una corriente de agua limpia, al comienzo del ciclo de filtración, para remover pequeñas partículas del medio. Posteriormente se circula una mezcla de agua y ayudante de filtración (cenizas volátiles o tierra de diatomeas), para recubrir el medio filtrante mediante finas capas y así evitar la colmatación.

En los filtros prensa convencionales, los sólidos de las aguas residuales de coagulación con aluminio han alcanzado concentraciones entre 15 a 25%, durante ciclos de a lo menos 6 horas. En el caso de acondicionar estos sólidos se han obtenido concentraciones (filtros prensa pilotos) entre 40 a 50%, empleando 25% de cal, un recubrimiento de 2% y ciclos entre 1,5 a 2 horas (AWWA, 1990). Con los filtros de diafragma se han conseguido concentraciones de sólidos de 30% sin acondicionamiento químico y con ciclos de menor de duración respecto al filtro prensa convencional.

Las ventajas de este método de deshidratación son las altas concentraciones de sólidos, el nivel de recuperación de partículas, y la capacidad de tratar sólidos difíciles de deshidratar. Las desventajas de este método son los altos costos de inversión y mantención de los equipos (p. ej. procesos de lavado, reemplazo del medio micro-poroso, etc.), especialmente para los filtros de diafragma.

b) FILTROS DE BANDA.

El proceso de deshidratación con filtros de banda (AWWA, 2002), utilizado normalmente en las PTAS en Chile, está compuesto básicamente de una etapa de acondicionamiento químico, una etapa de drenaje por gravedad y una etapa de deshidratación por compresión. La primera etapa consiste en el acondicionamiento con polielectrolitos de las aguas residuales espesadas. En la segunda etapa, las aguas residuales acondicionadas son distribuidas sobre una banda de tela filtrante, donde el agua libre es drenada gravitacionalmente y los sólidos continúan en la banda. En la tercera etapa, los sólidos son comprimidos por dos bandas filtrantes que atraviesan un camino en forma de S por medio de rodillos.

En la última etapa del proceso de deshidratación las fuerzas de compresión y cizalle se incrementan, y finalmente la torta de sólidos es retirada de la banda mediante cuchillas. En la Figura 4-9 se muestra un esquema del filtro de banda.

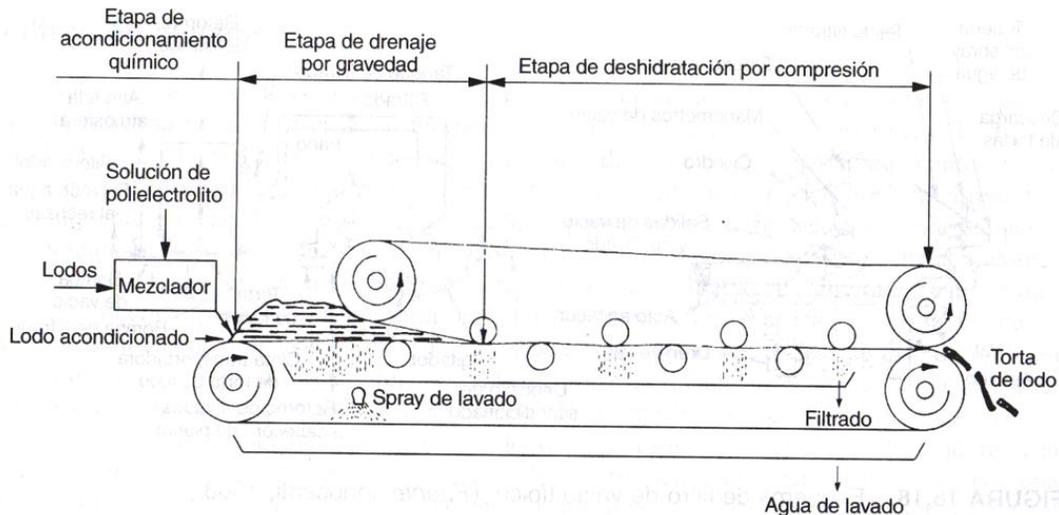


Figura 4-9: Filtro de banda (Fuente: AWWA, 2002).

Para la operación de este método es fundamental la velocidad y la tensión de la banda. La velocidad está directamente relacionada con la concentración de sólidos resultante, de modo que para bajas velocidades se producen tortas de sólidos más secas y una mayor retención de sólidos. De igual modo, una mayor tensión de la banda produce tortas de sólidos más secas, pero un exceso de tensión puede provocar una menor retención de sólidos, un mayor deterioro de la banda, y pérdidas de material por los costados de la unidad.

Las aguas residuales de coagulación con aluminio son las más difíciles de deshidratar y la operación del filtro de banda debe ser a baja presión. Los sólidos de estas aguas residuales, acondicionados con dosis de polímeros entre 4.5 a 9 (Kg/ton. de agua residual), alcanzan concentraciones entre 15 a 20% y una retención de sólidos de 90 a 99%. En el caso de las aguas residuales de ablandamiento, los sólidos soportan altas presiones y se logran concentraciones de 50 a 60%.

Las ventajas de este método son sus bajos requerimientos de energía y su capacidad de producir concentraciones de sólidos aptas para su disposición, como se ilustra en la Figura 4-10.



Figura 4-10: Sólidos deshidratados en filtro de banda.

Las desventajas de este método son los costos de reposición del medio filtrante, debido a su corta vida útil, además de presentar una alta sensibilidad a las cargas de aguas residuales espesadas y su acondicionamiento químico.

c) **FILTROS AL VACÍO.**

El método de deshidratación con filtros al vacío (AWWA, 2002) corresponde a un tambor que gira alrededor de un eje horizontal de rotación, cuya superficie está cubierta de un medio filtrante fino. En la Figura 4-11 se presenta un esquema de un filtro al vacío.

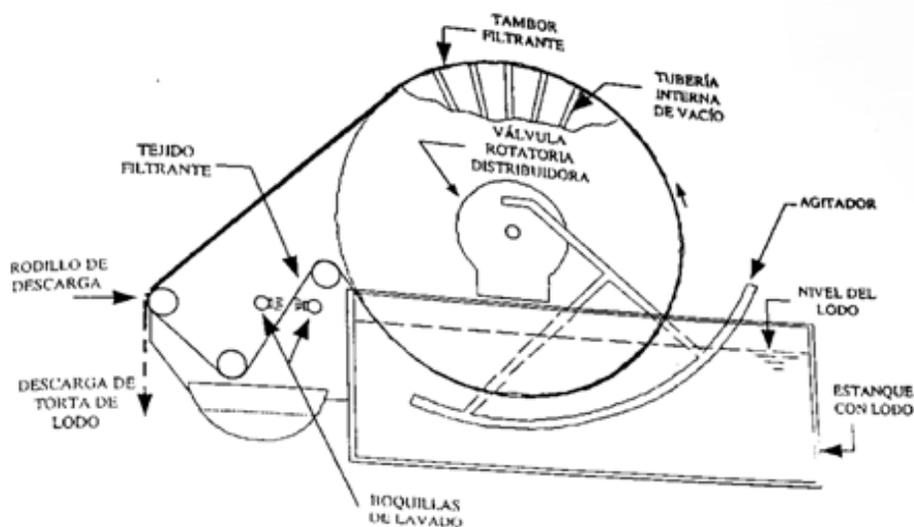


Figura 4-11: Filtro al vacío.

El tambor es sumergido en un contenedor de aguas residuales acondicionadas, cuyos sólidos se mantienen en suspensión gracias al movimiento pendular de un agitador. Se aplica un vacío en la superficie sumergida del tambor, lo que provoca la filtración del agua y la formación de una torta de sólidos sobre la cubierta del tambor. En la etapa de secado se mantiene la aplicación del vacío, con el propósito de retirar la humedad restante. Finalmente la torta es separada de la superficie del tambor a través de una cinta que facilita la descarga de sólidos, pues no se aplica vacío en esta zona (EPA, 1996). En la Figura 4-12 se muestra las etapas de la filtración al vacío.

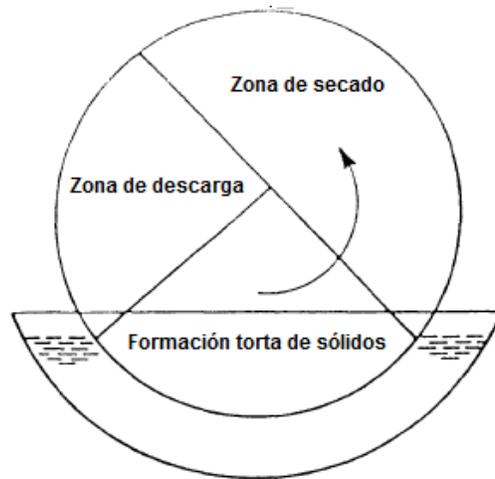


Figura 4-12: Etapas de filtración al vacío (Fuente: Cornwell et al., 1987).

La operación de filtros al vacío está limitada por la diferencia de presión que se puede alcanzar, teóricamente corresponde a la presión atmosférica (103 kPa) y en la práctica se logra solo un diferencial de 70 kPa.

De acuerdo a la permeabilidad de los sólidos de la torta y la calidad del material de recubrimiento la velocidad de giro del tambor puede estar entre 5 a 12 rpm. Respecto a los espesores de los sólidos depositados en la superficie del tambor pueden encontrarse desde 0,127 mm, correspondiente a la máxima penetración de partículas en el lecho aunque generalmente están entre 50,8 a 76,2 mm.

Los sólidos de aguas residuales de coagulación no se obtienen grandes concentraciones con este método de deshidratación, pero el acondicionamiento con polímeros y el uso de un recubrimiento (tierra de diatomeas) del medio filtrante permiten alcanzar concentraciones de 20%. En el caso de los sólidos de aguas residuales de ablandamiento se han logrado concentraciones entre 40 a 50% y recuperaciones de sólidos de 96 a 99%.

La ventaja de este método es su operación continua durante el ciclo de deshidratado.

La desventaja de este método son los altos costos energéticos producto de la bomba de vacío.

4.3.1.2 CENTRIFUGACIÓN.

La centrifugación (Cornwell et al., 1987) básicamente es un proceso de sedimentación que ocurre al interior de una unidad cilíndrica que gira a alta velocidad. Esta fuerza centrífuga arrastra los sólidos contra las paredes del cilindro, manteniendo la fase líquida en el centro. La magnitud de la fuerza centrífuga que se alcanza es de miles de veces la fuerza de gravedad, esto permite la separación de los sólidos de la fase líquida.

La eficiencia de una centrífuga generalmente se representa mediante el porcentaje de remoción de sólidos, el cual se calcula en base a la concentración de sólidos del centrado (fase líquida) y la concentración de sólidos de la torta (sólidos deshidratados), tal como se presenta en la Expresión 4-1.

$$R = \frac{C_k \cdot (C_f - C_c)}{C_f \cdot (C_k - C_c)} \cdot 100\% \quad (4-3)$$

Donde:

C_k = concentración de sólidos en la torta (% de sólidos)

C_f = concentración de sólidos en la corriente afluyente (% de sólidos)

C_c = concentración de sólidos en el centrado (% de sólidos)

Los sólidos de aguas residuales de coagulación con aluminio han ingresado a centrífugas con concentraciones de 1 a 1,5% y han incrementado su concentración de sólidos entre 17 a 18% (AWWA, 1969).

Esta técnica de deshidratación se caracteriza por dos tipos de centrífugas empleadas en las PTAP, la Centrífuga Basket y la Centrífuga Solid Bowl. Sus diferencias principales radican en su orientación, el método de alimentación de aguas residuales, la magnitud de la fuerza centrífuga, el método de descarga de sólidos y líquidos, y el rendimiento de cada unidad.

a) CENTRÍFUGA BASKET.

La Centrífuga Basket (Cornwell et al., 1987) corresponde a una unidad cilíndrica vertical que gira en torno a su eje central. A medida que la unidad rota, el efecto de la fuerza centrífuga empuja los sólidos contra la pared del tambor. El líquido libre de sólidos se desplaza sobre un difusor hasta lo más alto de la unidad.

Este modelo de centrífuga como se presenta en la Figura 4-13 está compuesto en su parte superior por dos tuberías, una encargada del ingreso de aguas residuales y otra que permite la salida del agua libre de sólidos. La base de la unidad cuenta con una salida para el retiro de los sólidos, mientras que en su interior existe un raspador tipo pistón.

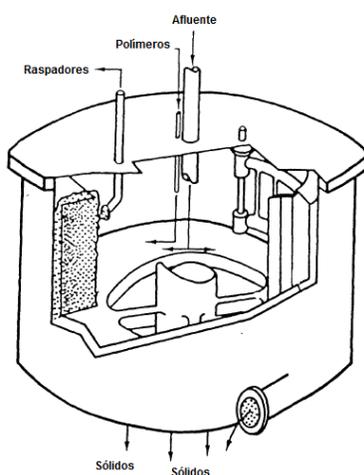


Figura 4-13: Centrífuga Basket (Fuente: Cornwell et al., 1987).

La operación de estas unidades es tipo batch, mientras que el ingreso de la corriente de aguas residuales es continuo durante un periodo definido o hasta que los sólidos del centrado alcancen la concentración deseada. Al detener la corriente de ingreso, la centrífuga desacelera y el raspador se mueve para retirar los sólidos de baja concentración del perímetro interior de la unidad. Luego la centrífuga gira lentamente, aproximadamente a 70 rpm, mientras el raspador se mueve para retirar el resto de sólidos de las paredes. Finalmente se extraen los sólidos desde el fondo de la unidad, mientras la centrífuga comienza a acelerar para el ingreso de una nueva corriente de aguas residuales.

Los sólidos de aguas residuales de coagulación con aluminio han alcanzado concentraciones de 11% durante un ciclo de 40 min. Con los sólidos de aguas residuales de lavado de filtros se han obtenido concentraciones de 6% para ciclos de 20 min sin acondicionamiento, y en aquellos casos con adición de polímeros se han logrado concentraciones de 10% durante ciclos de 80 min. La mezcla de cal y aguas residuales de coagulación con aluminio ha conseguido concentraciones de sólidos de 15 a 40%. Las

recuperaciones de sólidos han sido de 90% sin acondicionamiento, y de 99% con la adición de polímeros en dosis de 0,5 a 1 (Kg/ton. de agua residual).

b) CENTRÍFUGA SOLID BOWL.

La centrífuga Solid Bowl (Cornwell et al, 1987) corresponde a una unidad cilindro-cónica horizontal equipada en su interior con un tornillo helicoidal, como se muestra en la Figura 4-14. Ambos componentes giran en torno a su eje central (en el mismo sentido) pero a velocidades ligeramente diferentes. Las centrífugas operan según la sección de ingreso de las aguas residuales espesadas, en modo continuo (a favor de la corriente) o discontinuo (contra corriente). Aquellas de modo continuo hacen ingreso de las aguas por la sección cilíndrica (mayor diámetro), mientras que las de modo discontinuo hacen ingreso de las aguas por la sección cónica (menor diámetro).

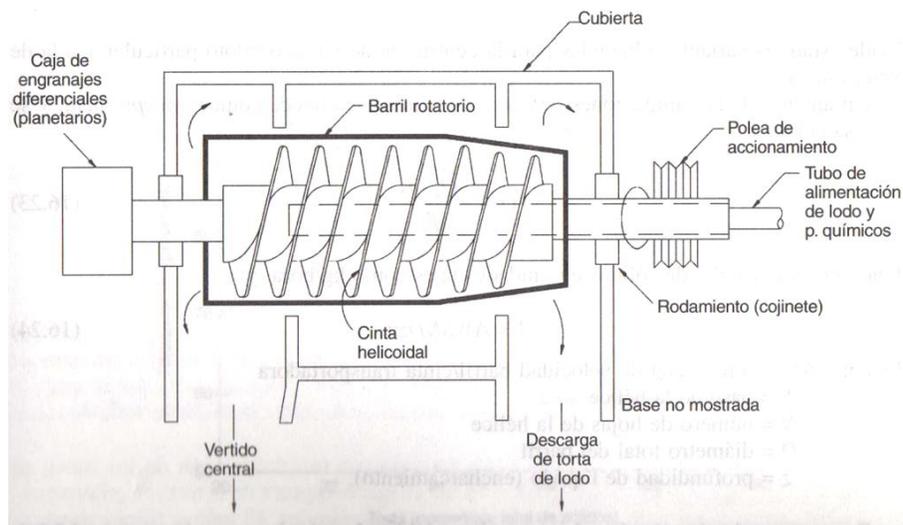


Figura 4-14: Centrífuga Solid Bowl (Fuente: AWWA,2002).

Las aguas residuales espesadas ingresan continuamente a la centrífuga a través de una cañería de alimentación, la cual se encuentra en el centro de rotación. Los sólidos, debido al movimiento, se establecerán contra la pared del rotor y serán removidos gradualmente por la rotación del tornillo helicoidal. El líquido libre de partículas se traslada desde el eje de rotación hacia el final de la sección cilíndrica, mientras que los sólidos se conducen (en sentido opuesto) hacia la sección cónica. En el extremo del líquido existen esclusas ajustables que permiten fijar la profundidad y longitud del drenaje dentro de la centrífuga (AWWA, 1978).

Los sólidos de aguas residuales de coagulación con aluminio han alcanzado concentraciones de 30%, con una recuperación de partículas de 98%, y una dosis de polímero entre 0,45 a 0,9 (Kg/ton. de agua residual). En caso de no emplear

acondicionamiento las concentraciones conseguidas están entre 12 a 20% (Fulton, 1978). Respecto de los sólidos de aguas residuales de ablandamiento se han obtenido concentraciones entre 55 a 70%, con una recuperación de partículas entre 78 a 93%.

Mayores concentraciones en las corrientes afluentes a la centrífuga permiten extraer sólidos más concentrados. Generalmente las concentraciones de las corrientes que ingresan a la centrífuga están entre 2 a 6%, a excepción de las aguas residuales de coagulación con aluminio cuyas concentraciones están entre 0,4 a 1% (Westerhoff, 1978).

La ventaja de este método de deshidratación es su capacidad de ajuste según las características de las aguas residuales afluentes, además de la facultad de trabajar con grandes cargas, considerando las dosis adecuadas de polielectrolitos.

La desventaja de este método son los costos de energía y el tiempo de mantenimiento que requieren los componentes de la centrífuga.

4.3.2 RECUPERACIÓN DE COAGULANTES.

Las aguas residuales de los procesos de tratamiento de agua corresponden a un residuo que requiere ser manejado adecuadamente, pero al mismo tiempo ciertas características constituyen una fuente de aprovechamiento. La presencia de coagulante en estas aguas permite su recuperación y posterior reutilización, lo cual va en directa relación con un ahorro en la adquisición de insumos químicos por parte de la planta. Por otra parte este proceso presenta otras ventajas importantes como es una mayor capacidad de deshidratación y la reducción del volumen de residuos sólidos constituyente de estas aguas.

Las aguas residuales de coagulación y lavado de filtros son generalmente mezcladas, equalizadas y espesadas. Posteriormente estas aguas ingresan a un reactor donde se adiciona una sustancia que permite disolver el coagulante presente en los sólidos. Luego se deja reposar la mezcla por un periodo de 8 a 10 horas permitiendo la sedimentación de las partículas sólidas y la formación de una fase líquida. Generalmente este proceso de sedimentación se realiza utilizando una centrífuga. Esta última fase cuenta con una fracción del coagulante disuelto desde las partículas sólidas, en el caso del aluminio en forma de sulfato, el cual puede ser reutilizado en el procesamiento del agua. Finalmente se bombean los sólidos sedimentados hacia la unidad de deshidratación tras el adecuado acondicionamiento (Vaezi y Batebi, 2001).

En la Figura 4-15 se presenta un esquema para la recuperación de coagulante.

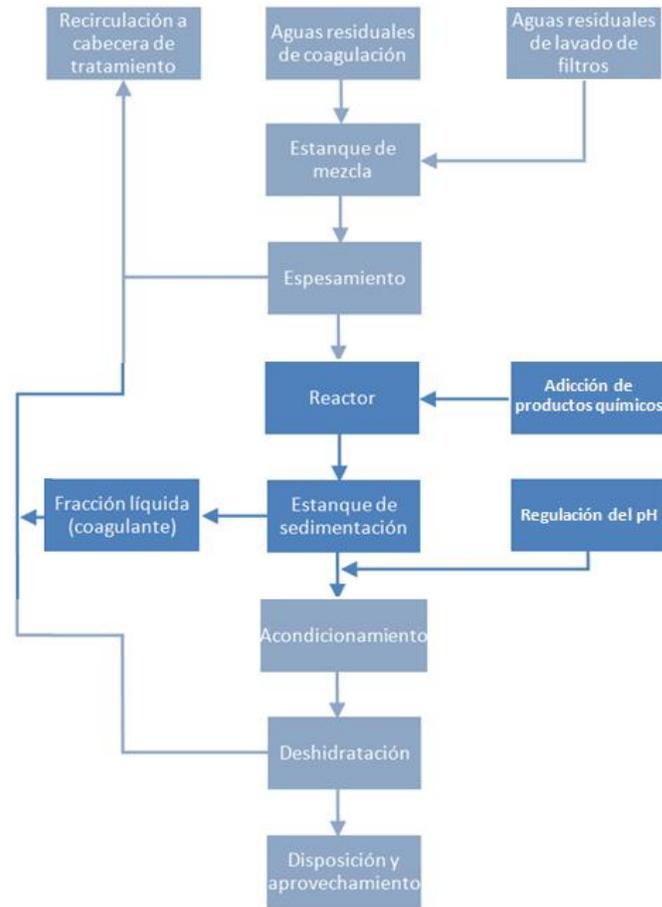


Figura 4-15: Esquema para proceso de recuperación de coagulante.

El hidróxido de aluminio puede disolverse en condiciones ácidas como en condiciones básicas, de modo que su recuperación se puede lograr al poner en contacto las aguas residuales con un ácido o una base.

La recuperación en condiciones alcalinas tiene la ventaja de disolver una cantidad apreciable de hidróxido de aluminio y no tener el mismo efecto en el resto de los metales presentes. Masschelein (Masschelein et al., 1985) reportó que el uso de NaOH en un intervalo óptimo de pH entre 11,4 a 11,8, permitió alcanzar una eficiencia de recuperación de un 80%. En el caso de utilizar $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en un intervalo óptimo de pH entre 11,2 a 11,6, se logró una eficiencia de recuperación de un 25%. En ambos casos la reutilización del coagulante se reportó como aceptable.

La recuperación en condiciones ácidas disuelve el hidróxido de aluminio eficientemente pero se ve limitada por la cantidad de metales que se disuelven paralelamente, provocando la acumulación de estos últimos tras el reciclado constante. Debido a esto el proceso de recuperación de coagulante fue suprimido de quince PTAP de Japón construidas entre 1965 y 1972 (Westerhoff, 1978).

La recuperación ácida, empleando H_2SO_4 (ácido sulfúrico), es la alternativa más utilizada debido a su bajo costo en comparación a la recuperación alcalina. Específicamente el uso de ácido sulfúrico permite minimizar el contenido de impurezas en la corriente de sulfato de aluminio para reutilizar.

La adición de ácido sulfúrico a la mezcla de aguas residuales provoca la reducción del pH, lo cual va en directa relación con el porcentaje de recuperación de coagulante (Aluminio ó hierro), es decir que mayor es el porcentaje de coagulante recuperado en la fracción líquida mientras más ácida es la solución (Vaezi y Batebi, 2001).

Se puede llegar a recuperaciones de aluminio de aproximadamente 100%, adicionando ácido hasta la obtención de un pH cercano a 1, pero dicha condición no resulta factible debido a la gran cantidad de ácido que debe adicionarse. En la práctica se ha llegado a recuperaciones del orden del 85% para un pH cercano a 2,5. Hay reportes que indican niveles de recuperación de 60 a 80 %, con un pH de 3 (AWWA, 1969). Hay estudios (Cornwell y Susan, 1979) que demuestran que la dosis óptima de ácido sulfúrico en el proceso de recuperación de aluminio es de 0,5 Kg de ácido sulfúrico por cada kilogramo de aluminio agregado como coagulante al agua cruda.

En el caso del hierro, usando ácido sulfúrico, se recupera entre un 60 a 70%, con un pH entre 1,5 a 2 (AWWA, 1990). Mientras que el uso del ácido clorhídrico (HCl) presenta niveles de recuperación de 93% para un valor de pH cercano a 1 (Pavón, 2002).

La desventaja del proceso de recuperación consiste en la concentración de impurezas en torno al coagulante, de tal forma que se puede causar un deterioro de la calidad del agua producida. Las posibles impurezas que pueden ser reconvertidas a su estado soluble en la etapa de reducción del pH son el hierro, manganeso, cromo, materiales orgánicos e impurezas contenidas en el ácido sulfúrico (AWWA, 1978).

En el caso de las aguas residuales de ablandamiento también se puede aplicar un proceso de recuperación y posterior reutilización de cal. Este consiste en la combustión a una temperatura de 1010 °C de las aguas residuales de ablandamiento provenientes de la unidad de espesamiento.

El proceso tiene la ventaja de recuperar aproximadamente la totalidad de la cal ocupada durante el ablandamiento, además de lograr una reducción del peso de un 80% (Westerhoff y Cline, 1980). La desventaja es la presencia de impurezas producto del magnesio, hierro y aluminio.

La problemática asociada a la implementación de los procesos de recuperación de coagulantes y cal son los altos costos asociados a la energía, insumos y equipamiento, lo cual requiere un análisis por parte de cada planta respecto a la viabilidad económica de implementar estas tecnologías.

4.4 RECIRCULACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.

El volumen de las aguas residuales de coagulación y lavado de filtros representan alrededor de un 5% del agua tratada en la planta, por lo que en varios países desarrollados se ha convertido en una práctica normal el proceso de recirculación de estas aguas a cabecera de tratamiento.

En la Figura 4-16 se presenta los potenciales flujos de aguas residuales a ser recirculados.

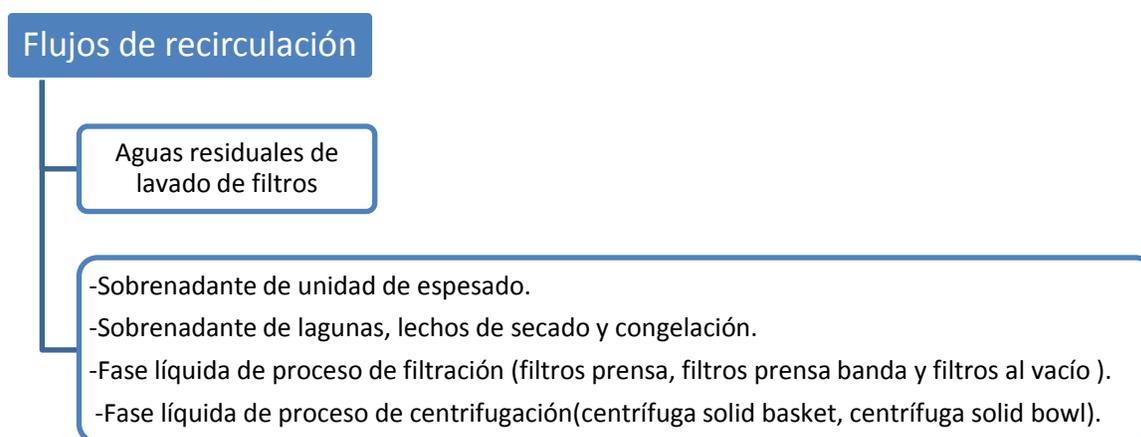


Figura 4-16: Clasificación de flujos de recirculación.

Los flujos de recirculación de aguas residuales de lavado de filtros se clasifican separados de los demás, debido a que su bajo contenido de sólidos y contaminantes permite conducirlos directamente a la cabecera de tratamiento. El resto de los flujos y ciertos casos de aguas residuales de lavado de filtros pueden contener contaminantes a niveles no deseados, de modo que su recirculación tendría el potencial de perturbar el proceso de tratamiento en sí o puede afectar la calidad del agua tratada (Cornwell y Lee, 1994).

En la mayoría de los casos, el manejo adecuado de estos flujos de residuos puede hacerlos cumplir las condiciones para ser recirculados. Los procesos de espesamiento y deshidratación remueven gran parte de las partículas sólidas, y su correcta operación permite la reutilización de la fase líquida.

Eventualmente las aguas residuales de coagulación y lavado de filtros pueden contener microorganismos del tipo Giardia y Cryptosporidium, debiendo ser tratadas antes de ser conducidas a cabecera de tratamiento. Para la remoción de estas especies, los flujos de residuos deben ser sedimentados a baja velocidad en conjunto a la adición de polímeros no iónicos, y finalmente de ese modo poder cumplir con las condiciones de recirculación del sobrenadante.

Como regla general, las corrientes de recirculación deben ser ecualizadas y mezcladas durante un período de tiempo de 24 h o el ciclo de funcionamiento de la planta. Por otra parte las corrientes de recirculación también deben ser controladas regularmente para el contaminante de interés (Cornwel y Lee, 1994).

4.5 DISPOSICIÓN FINAL DE LOS SÓLIDOS.

La disposición de los sólidos es una tarea difícil para las grandes plantas de tratamiento de agua potable urbanas, pues los espacios de disposición son cada vez más reducidos, lejanos y costosos. El desarrollo de un plan integral de disposición y utilización de los sólidos, permite aprovechar el potencial económico de este material y contribuir a la protección del medio ambiente.

En la Figura 4-17 se presenta una serie de alternativas de disposición y utilización de sólidos.

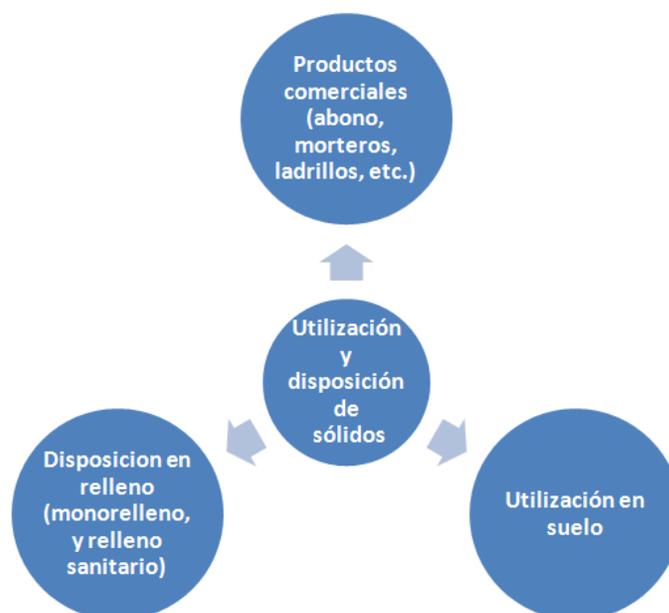


Figura 4-17: Alternativas de utilización y disposición de sólidos.

4.5.1 PRODUCTOS COMERCIALES.

La utilización de sólidos para la confección de productos comerciales se ha desarrollado principalmente en el área de la construcción.

Los sólidos constituyen un buen complemento la elaboración de materiales de construcción tales como ladrillos y morteros, como se ilustra en la Figura 4-18, constituidos parcial o totalmente por residuos con propiedades mecánicas similares, o en muchos casos superiores, a las de productos comerciales.

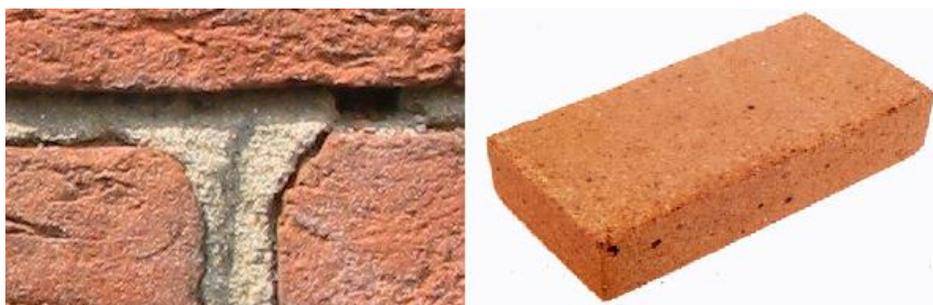


Figura 4-18: Morteros y ladrillos utilizando sólidos de aguas residuales.

Goncalves (Goncalves et al., 2002) presentó un estudio sobre la incorporación de sólidos como aditivo en la elaboración de morteros, concluyendo que esta mezcla mejora los tiempos de secado, pero disminuye un poco la resistencia mecánica.

Torres (Torres et al., 2012) presentó que los sólidos de las aguas residuales de coagulación con aluminio sirven de materia prima en la confección de ladrillos. Los resultados muestran que un reemplazo de arena por sólidos del 10% se puede considerar un porcentaje óptimo, ya que valores superiores comprometen de manera significativa la absorción de agua y principalmente la resistencia a la compresión.

4.5.2 APLICACIÓN EN TIERRA.

El uso de sólidos en la agricultura o tierras forestales (AWWA, 2002), a pesar del bajo contenido de nutrientes (nitrógeno y fósforo), pueden constituir una alternativa factible para ciertas aplicaciones, como la mitigación de la sodicidad de suelos agrícolas y como base de suelo para zonas de cultivo.

La sodicidad en los suelos (Díaz et al., 2010) es un fenómeno de exceso de sodio que provoca rompimiento de la estructura del suelo, volviéndolo impermeable, lo que reduce la cantidad de agua que llega a la zona de raíz. La mezcla de sólidos de potabilización con

esta clase de suelos ha demostrado una efectiva mejoría de la permeabilidad, permitiendo la reutilización de estas zonas agrícolas.

La aplicación de sólidos como base de crecimiento de la hierba de césped constituye un excelente medio de desarrollo debido a capacidad de retención del agua. Las características de la hierba de césped se ajustan a este tipo de sólidos, ya que durante su crecimiento requieren altos niveles de humedad y una baja demanda de nutrientes. En la Figura 4-19 se ilustra el crecimiento de la hierba de césped en una base de sólidos.



Figura 4-19: Base de crecimiento de la hierba de césped.

Los sólidos de aguas residuales de ablandamiento permiten la regulación del pH de terrenos agrícolas. Estos sólidos tienen un alto contenido de $CaCO_3$ y proporcionan el mismo o mejor valor neutralizante que la caliza disponible comercialmente.

4.5.3 DISPOSICIÓN EN RELLENOS.

El relleno del terreno con sólidos de PTAP (AWWA, 2002) constituye la elección por defecto a falta de mejores alternativas de aprovechamiento. Los rellenos con este tipo de sólidos pueden constituirse en monorellenos, rellenos sanitarios municipales o industriales y rellenos de residuos peligrosos. Los primeros constituyen sitios construidos para la disposición de estos sólidos. Los segundos corresponden a los rellenos sanitarios municipales o industriales, donde estos sólidos se mezclan con los desechos urbanos o de ciertas industrias. La última categoría corresponde a las zonas de disposición de residuos peligrosos, pero generalmente esta alternativa no se utiliza, salvo en casos que los análisis de toxicidad indiquen lo contrario.

a) MONORELLENOS.

Los monorellenos son lugares de vertidos construidos específicamente para disposición de los sólidos de las PTAP. Los principales tipos de monorellenos son los rellenos en zanjas y los rellenos en superficie.

RELLENOS EN ZANJA.

En los rellenos en zanja los sólidos son dispuestos bajo la superficie del terreno, donde sus dimensiones están determinadas por las características de los sólidos, la estabilidad de los taludes, y la profundidad del nivel freático.

El diseño de las zanjas de disposición de sólidos requiere un plan de vertido donde se considere el espesor de la cubierta, la profundidad de excavación, el nivel de relleno de sólidos, y el espaciado entre zanjas. De este modo se puede optimizar la superficie disponible y permitir la adecuada operación de camiones de vertimiento.

La longitud y el ancho de las zanjas están limitados por la concentración de los sólidos y por las pendientes del terreno. De modo que pueden emplearse zanjas estrechas o anchas que varían su ancho hasta 15,2 m y cuyo uso depende del tipo de maquinaria que pueden soportar.

El espesor de la cubierta final depende generalmente del ancho de la zanja, mientras que la profundidad está limitada por la estabilidad de los taludes y el nivel freático.

RELLENO EN SUPERFICIE.

En los rellenos superficiales los sólidos se disponen sobre la superficie del terreno. Esta disposición se puede realizar a través de montículos, capas superficiales y por la contención de diques.

El método de montículos consiste en el vertimiento de los sólidos en la superficie para la formación de pequeñas colinas. Para mejorar la estabilidad del material se agrega un agente granulante. Generalmente estos montículos alcanzan elevaciones de 1,8 m.

La técnica de capas superficiales consiste en la disposición de los sólidos a través de capas de espesores entre 15 a 30 cm, permitiendo un proceso de secado al aire adicional y un incremento de las concentraciones.

El método de diques consiste en la construcción de diques de tierra superficiales para la contención de los sólidos dispuestos en su interior. La colocación de los sólidos puede ser a

través de la técnica de montículos o de capas, permitiendo esta última un mejor aprovechamiento del espacio.

b) RELLENOS SANITARIOS E INDUSTRIALES.

La disposición de estos sólidos en un relleno sanitario o industrial, como se ilustra en la Figura 4-20, requiere de una prueba de toxicidad que demuestre la no peligrosidad de los residuos.



Figura 4-20: Relleno sanitario

Los sólidos de aguas residuales de coagulación en rellenos sanitarios no deben ser expuestos a condiciones anaeróbicas y ácidas pues producen un lixiviado que vuelve a disolver algunos metales pesados.

La concentración de aluminio en los lixiviados que se originan en estos rellenos está fuertemente relacionada con el pH. Para valores de pH entre 5 y 8,5, el hidróxido de aluminio es estable, mientras que fuera de ese rango se disuelve.

4.6 CONCLUSIONES DEL TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE AGUAS RESIDUALES.

La utilización de los sólidos en la fabricación de productos comerciales y en aplicaciones al suelo, requiere de concentraciones de sólidos superiores al 25%. En el caso de disponer los sólidos en un monorelleno se necesitan concentraciones de 35% para resistir cargas externas.

Luego, las aguas residuales de plantas de tratamiento de agua potable requieren de un tratamiento que les permita alcanzar concentraciones de sólidos adecuadas para su disposición o aprovechamiento. De acuerdo a las características de las aguas residuales se deben aplicar las distintas tecnologías de tratamiento disponibles, como se detalla en la Figura 4-21.

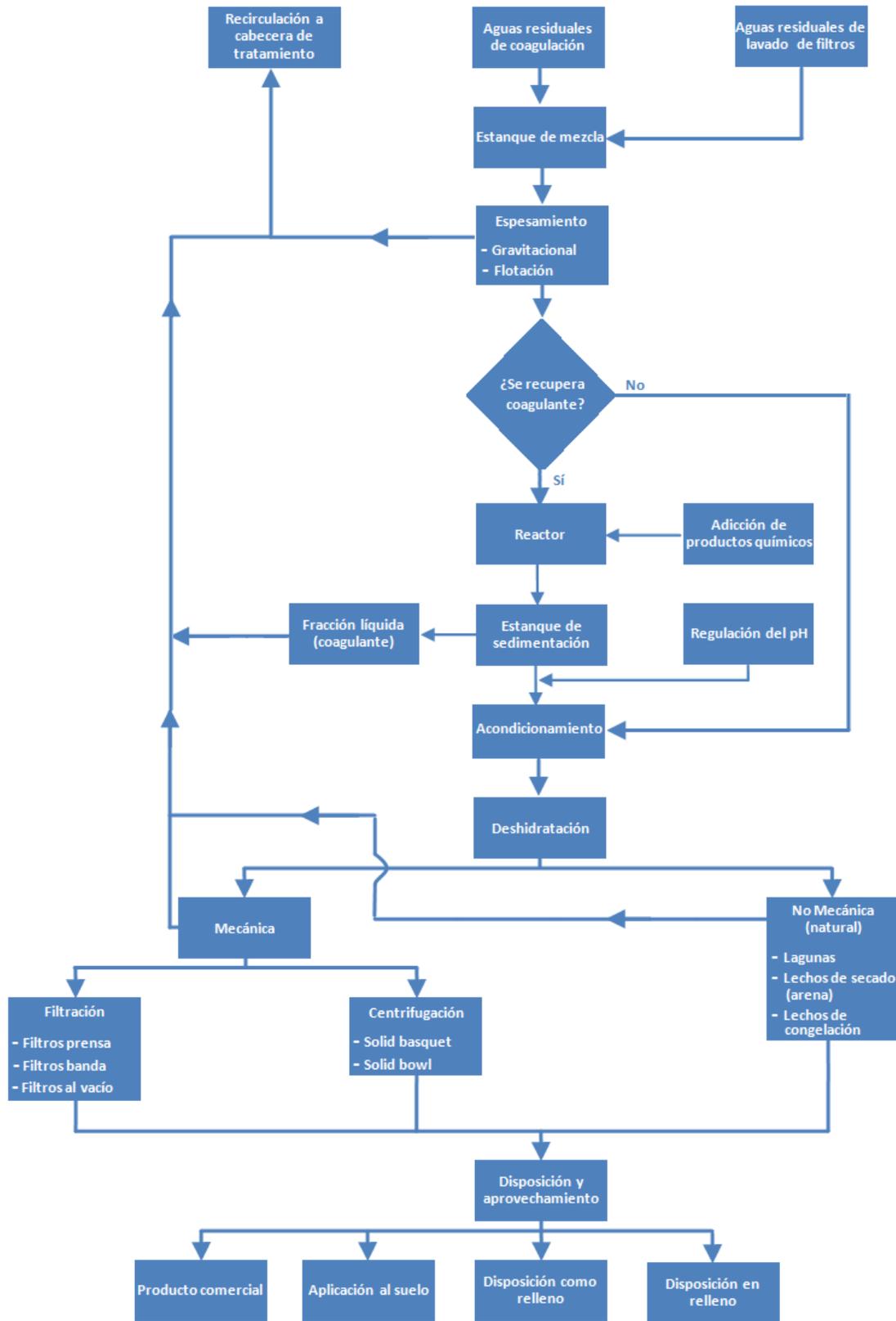


Figura 4-21: Alternativas de tratamiento de aguas residuales y disposición de los sólidos.

La primera etapa la constituye la mezcla, la cual permite homogenizar los distintos flujos de aguas residuales. A su vez esta unidad actúa como equalizador del flujo de aguas residuales a tratar. Posteriormente el espesamiento incrementa la concentración de sólidos y reduce el volumen del material, y de las unidades subsecuentes.

Tras el proceso de espesamiento, una mejora de las características de los sólidos a través del acondicionamiento químico permite mejorar la eficiencia del proceso de deshidratado.

Finalmente la deshidratación permite obtener un material cuya concentración de sólidos es adecuada para su utilización en elaboración de productos comerciales o su disposición final.

La selección de un método de deshidratación depende de la disposición de terreno en la PTAP y de las condiciones climáticas de la zona. De modo que las PTAP urbanas generalmente cuentan con métodos de deshidratación mecánicos.

Las técnicas de deshidratación con filtros de prensa y con filtros de banda, permiten alcanzar concentraciones de sólidos adecuadas para su manejo y posterior disposición. En cambio los filtros al vacío no logran entregar sólidos con las características necesarias para su manejo y disposición, por lo que su uso no es recomendado.

Respecto a las técnicas de deshidratación con centrífugas Basket y Solid Bowl, solo este último dispositivo logra concentraciones de sólidos aptas para el manejo y disposición, mientras que el modelo Basket entrega sólidos con características que no son suficientes para los requerimientos. Por lo tanto solo se recomienda el uso del modelo de centrífuga Solid Bowl. En la Tabla 4-4 se presenta un resumen de las concentraciones de sólidos finales para las distintas etapas del tratamiento.

Tabla 4-4: Resumen de concentraciones de sólidos finales.

Método	Concentración de sólidos alimentación (%)	Acondicionamiento	Concentración de sólidos final (%)	
			Mínimo	Máximo
Espesamiento gravitacional	<1	No	2	6
	<1	Sí	3	9
Centrífuga Solid Bowl	2-6	No	10	15
	2-6	Sí	20	30
Filtro prensa convencional	>2	No	20	25
	>2	Sí	30	40
Filtro prensa diafragma	>2	No	30	35
	>2	Sí	40	45
Filtro de banda	>6	Sí	15	30

Para aquellas PTAP rurales los métodos de deshidratación no mecánicos son factibles de ser utilizados según la disponibilidad de terreno. En el caso de los Lechos de Secado y Lechos de Congelación se logran concentraciones de sólidos adecuadas para su manejo y disposición. A diferencia de las Lagunas que no entregan sólidos con las características requeridas para la utilización o disposición final. Finalmente solo se recomiendan los Lechos de Secado, ya que los Lechos de Congelación requieren condiciones climáticas particulares que solo podrían considerarse en determinadas zonas del sur del país.

Respecto al manejo final de los sólidos se recomienda elaborar un plan integral que considere aprovechar al máximo el potencial de este material, en la elaboración de productos comerciales o aplicaciones al suelo, y solo el resto de los sólidos disponerlos en relleno.

La disposición de los sólidos en relleno puede originar escurrimientos o infiltraciones, de modo que se deben prestar los resguardos para evitar contaminaciones. La disposición en rellenos sanitarios y la mezcla con desechos urbanos permite mitigar en parte este tipo de escurrimientos, además que pueden ser utilizados en la formación de cubiertas para las zonas de relleno.

5 TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE EN CHILE.

5.1 INTRODUCCIÓN

Para determinar el tipo de tratamiento de las aguas residuales procedentes de las plantas de tratamiento de agua potable se consultó la base de infraestructura de las PTAP en Chile. La Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) está obligada a mantener actualizada una base de datos técnicos de cada sistema sanitario bajo concesión, lo cual corresponde a la base de infraestructura.

La base de infraestructura se consultó en octubre del 2013, a lo cual la SISS facilitó los siguientes datos de las PTAP (anexo 8.1).

- Nombre de la empresa sanitaria y sus PTAP.
- Declaración de las unidades de pre-sedimentación, coagulación-floculación, sedimentación y filtración de cada PTAP.
- Caudal de diseño de producción de agua potable de cada PTAP.

La base de infraestructura no cuenta con información respecto a las unidades de tratamiento de aguas residuales procedentes de PTAP, debido a que la normativa chilena no es aplicada al tratamiento de estas aguas.

Con la información de la base de infraestructura de las PTAP se logró determinar las principales PTAP y el tipo de tratamiento para la producción de agua potable.

En la Tabla 5-1 se presenta las principales empresas de suministro de agua potable.

Tabla 5-1: Empresas de suministro de agua potable.

Empresa	
Aguas Nuevas	Aguas del Altiplano
Aguas Antofagasta	
Aguas Chañar	
Aguas del Valle	
Esva	
Cooperativa De Agua Potable Santo Domingo Limitada	
Grupo Aguas	Aguas Andinas
Grupo Aguas	Aguas Cordillera
Grupo Aguas	Aguas Manquehue
Aguas Nuevo Sur	
Essbio	
Aguas Nuevas	Aguas Araucanía
Aguas Decima	
Essal	
Aguas Patagonia	
Aguas Nuevas	Aguas Magallanes

En la Figura 5-1 se detalla el número de PTAP de cada empresa indicada en la Tabla 5-1.

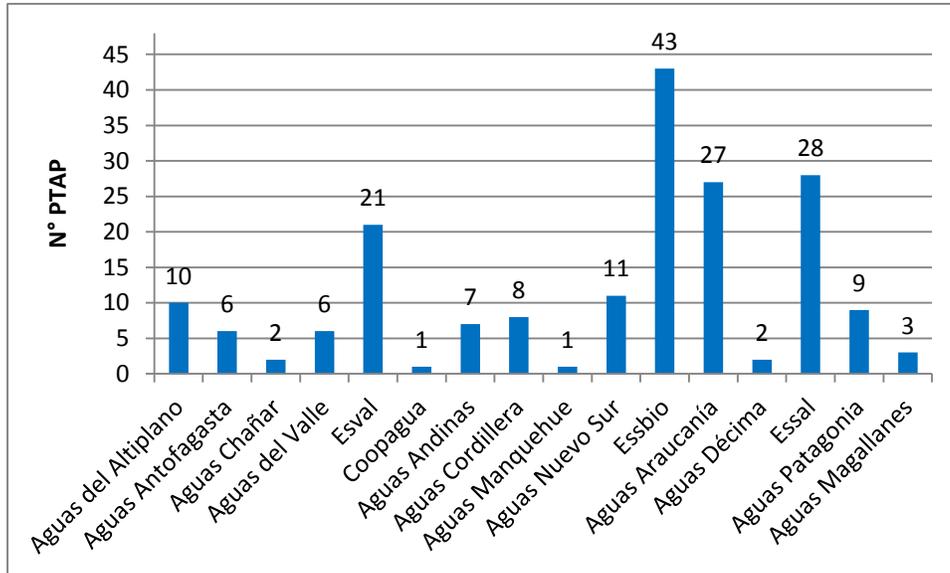


Figura 5-1: Número de PTAP por empresa sanitaria (PTAP de acuerdo a la base de infraestructura SISS).

En la Figura 5-2 se presenta el tipo de tratamiento de las PTAP consideradas en el análisis.

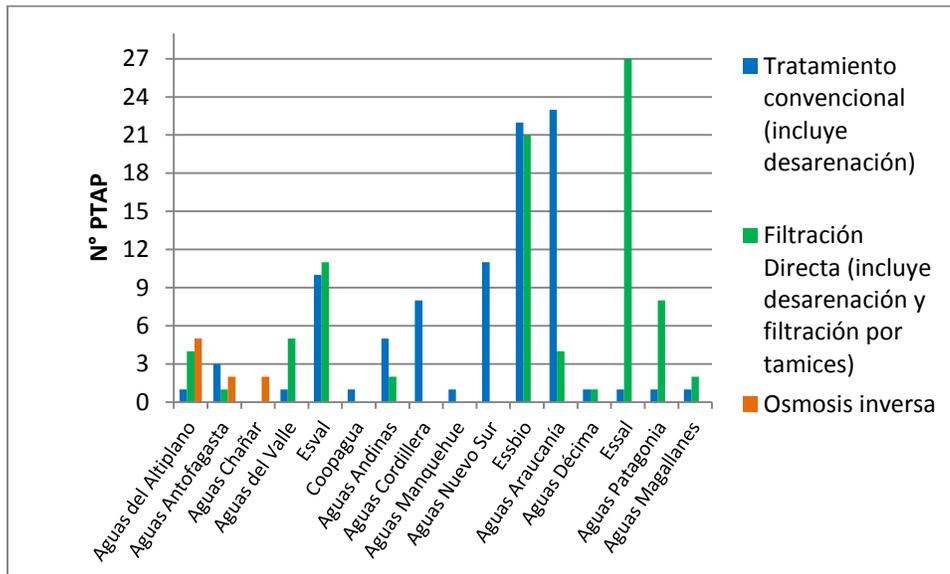


Figura 5-2: Tipo de tratamiento de las PTAP (PTAP de acuerdo a la base de infraestructura SISS).

En la Figura 5-3 se detalla el número de PTAP que cuentan con tratamiento convencional y aquellas que incorporan un desarenador.

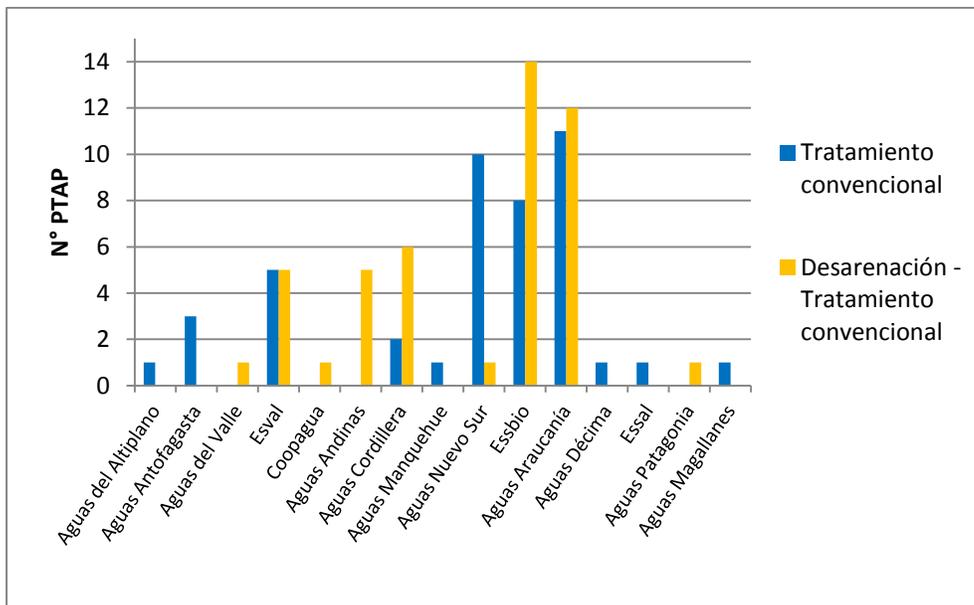


Figura 5-3: Número de PTAP con tratamiento convencional y desarenación (PTAP de acuerdo a la base de infraestructura SISS).

En la Figura 5-4 se muestra las PTAP cuyo tratamiento es solo filtración y aquellas que incorporan un desarenador.

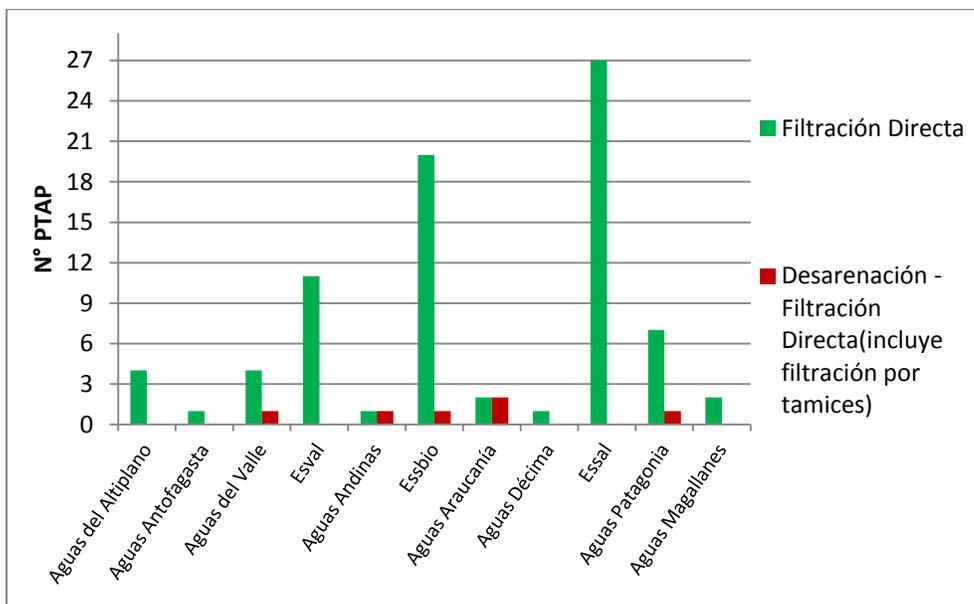


Figura 5-4: Número de PTAP con solo filtración y desarenación (PTAP de acuerdo a la base de infraestructura SISS).

5.2 CATASTRO DE INSTALACIONES.

Para determinar el estado del tratamiento de las aguas residuales del tratamiento de agua potable se elaboró un cuestionario para ser contestado por las empresas de agua potable. El cuestionario incluía las siguientes partes:

- La primera parte consultaba la existencia de tratamiento de aguas residuales en la PTAP.
- La segunda parte consultaba por los procesos y el número de unidades del tratamiento de las aguas residuales de la PTAP, en caso que la respuesta de la primera parte fuese afirmativa.
- La tercera parte permitía declarar aquellos procesos y número de unidades no contemplados en la segunda parte.

En la Tabla 5-2 se detalla la segunda parte del cuestionario.

Tabla 5-2: Cuestionario tratamiento de aguas residuales de PTAP.

Nombre de la PTAP :						
Proceso	Tipo	Sí	No	Número de unidades		
-	Estanque de amortiguación/regulación					
Tratamiento físico químico	Coagulación					
	Floculación					
	Sedimentación					
	Filtración					
-	Devolución de aguas a PTAP					
-	Estanque de amortiguación de aguas de purga de tratamiento físico químico					
Espesamiento	Gravitacional					
	Flotación					
Acondicionamiento	-					
Deshidratado	Natural	Lagunas				
		Lechos de arena				
		Lechos de congelación				
	Mecánico	Centrifugación	Solid Bowl			
			Solid Basquet			
		Filtración	Filtros prensa			
			Filtros banda			
	Filtros al vacío					
Disposición	Disposición como relleno					
	Disposición en relleno					
	Aplicación en tierra					
	Producto comercial					

Mediante correo electrónico se enviaron 12 cuestionarios a las empresas de agua potable, de los cuales se recibieron 6 respuestas. En la Tabla 5-3 se detalla las empresas que respondieron el cuestionario.

Tabla 5-3: Empresas que respondieron el cuestionario.

Empresa		Respuesta
Aguas Nuevas	Aguas del Altiplano	X
Aguas Antofagasta		
Aguas Chañar		X
Aguas del Valle		
Eskal		
Cooperativa De Agua Potable Santo Domingo Limitada		X
Grupo Aguas	Aguas Andinas	X
Grupo Aguas	Aguas Cordillera	X
Grupo Aguas	Aguas Manquehue	X

Tabla 5-3: Empresas que respondieron el cuestionario (cont.).

Empresa		Respuesta
Aguas Nuevo Sur		
Essbio		
Aguas Nuevas	Aguas Araucanía	X
Aguas Decima		X
Essal		
Aguas Patagonia		X
Aguas Nuevas	Aguas Magallanes	X

Respecto a las empresas que no contestaron el cuestionario, la información del tratamiento de sus aguas residuales procedentes de las PTAP se completó mediante el análisis de imágenes satelitales de la mayoría de sus PTAP.

Considerando los antecedentes anteriores en la Figura 5-5 se detalla el número de PTAP que actualmente cuentan con tratamiento de sus aguas residuales.

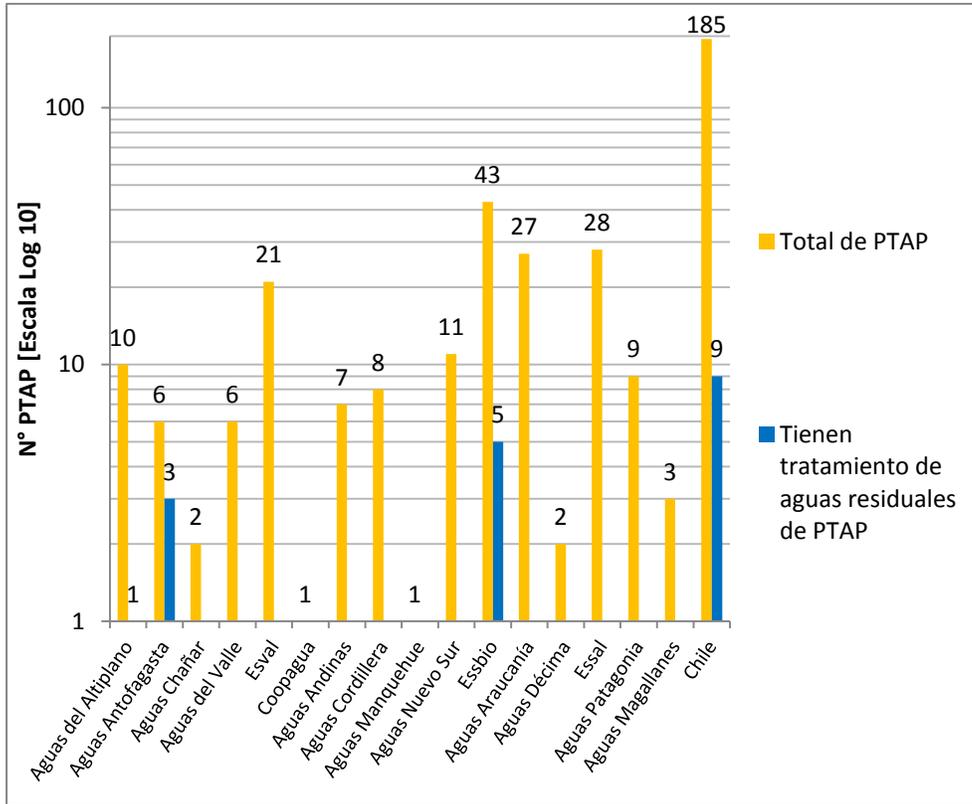


Figura 5-5: Número de PTAP que actualmente cuentan con tratamiento de sus aguas residuales (PTAP de acuerdo a la base de infraestructura SISS).

En la Figura 5-6 se observa el porcentaje de PTAP que cuentan con tratamiento de sus aguas residuales respecto al total de plantas analizadas. El 4,9% de un total de 185 plantas analizadas cuentan con un tipo de tratamiento de sus aguas residuales, lo cual refleja la falta de una norma específica de estas aguas.

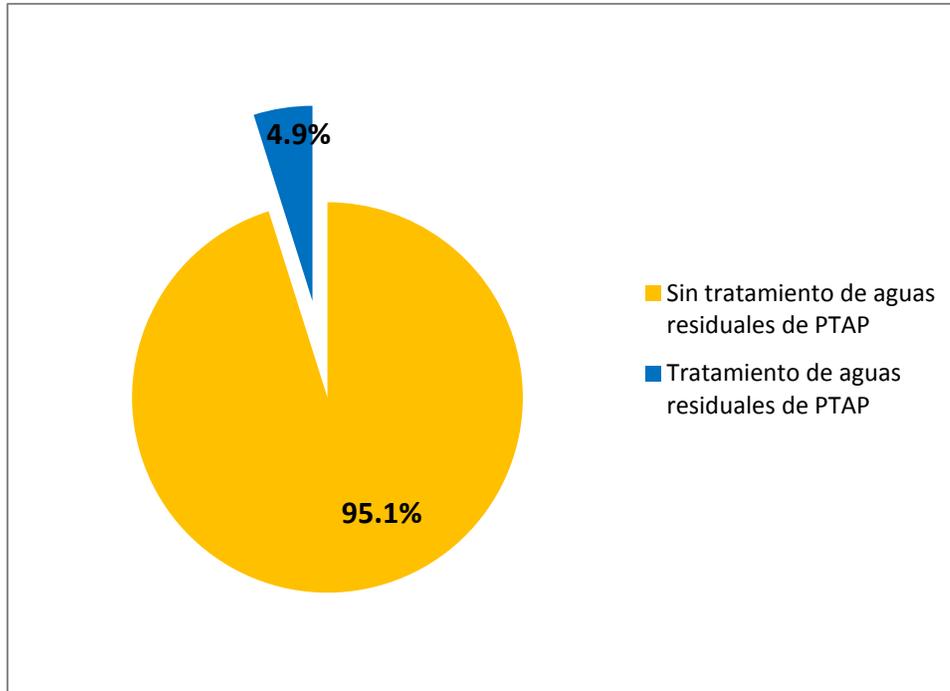


Figura 5-6: Porcentaje PTAP que actualmente cuentan con tratamiento de sus aguas residuales.

Las PTAP que cuentan con tratamiento de sus aguas residuales son:

- PTAP Santa Rosa (Aguas del Altiplano)
- PTAP Salar de Carmen y Cerro Topater (Aguas Antofagasta)
- PTAP Cañete, Lirquén, Coronel, Landa y Hualqui (Essbio)

El tratamiento de la PTAP Santa Rosa se detalla en la Tabla 5-4. Esta planta cuenta con la mayor cantidad de procesos de tratamiento de las aguas residuales en el país.

Tabla 5-4: Cuestionario tratamiento de aguas residuales de PTAP Santa Rosa.

Proceso	Número de unidades
Ecuación	1
Coagulación	1
Floculación (4 etapas)	1
Sedimentación	1
Filtración	2
Recirculación a cabecera de tratamiento	-
Ecuación	1
Espesamiento gravitacional	1
Acondicionamiento	-
Deshidratación-Centrifugación	2
Disposición en relleno	-

Los procesos de tratamiento de las aguas residuales en las PTAP Salar de Carmen y Cerro Topater corresponden a lechos de secado, lo cual se estableció mediante imágenes satelitales.

En el caso de las PTAP Lirquén el proceso de tratamiento corresponde a un estanque ecualizador, el cual permite regular las descargas y las concentraciones. Las PTAP Cañete, Coronel, Landa y Hualqui cuentan con un estanque de ecualización y con el proceso de filtración de sus aguas residuales.

5.3 PROPUESTA DE MANEJO DE AGUAS RESIDUALES POR PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE.

El criterio para definir el tratamiento propuesto se basa en los tipos de aguas residuales producidas en la PTAP. Aquellas plantas que producen aguas residuales de coagulación, además de aguas residuales de lavado de filtros u otro tipo, se recomienda que traten sus aguas residuales con un tratamiento completo como se concluyó en el capítulo anterior. Las PTAP que producen solo aguas residuales de lavado de filtros se recomienda que no realicen descargas y solo recirculen sus aguas a cabecera de tratamiento.

Considerando el tratamiento para la producción de agua potable y sus respectivos tipos de aguas residuales se presenta en la Figura 5-7 el número de PTAP que se recomienda que traten sus aguas residuales.

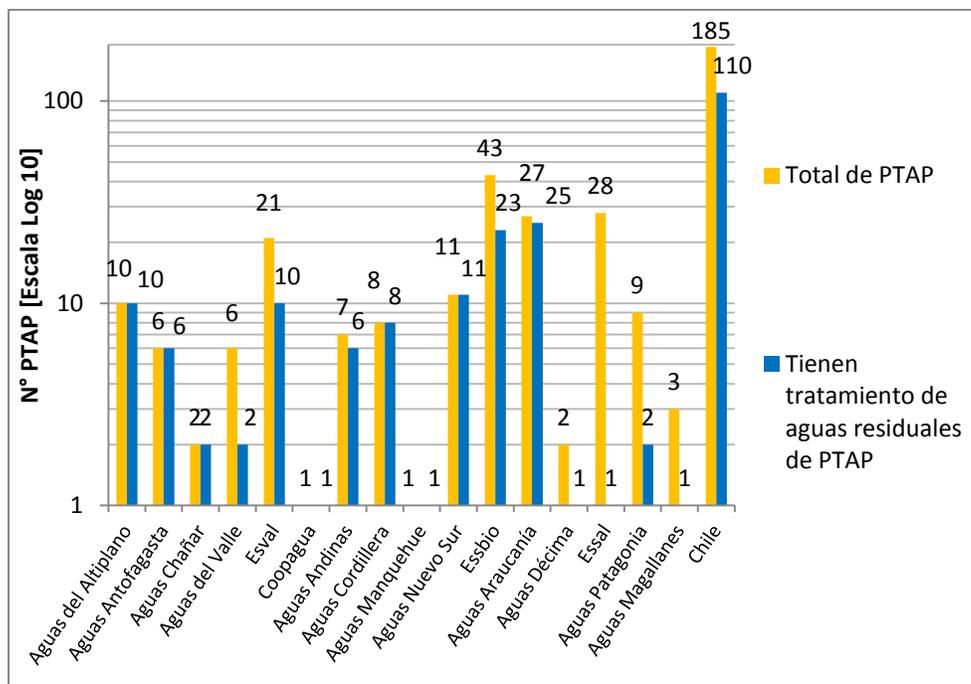


Figura 5-7: Número de PTAP que se recomienda que traten sus aguas residuales (PTAP de acuerdo a la base de infraestructura SISS).

Las PTAP que se recomienda que traten sus aguas residuales corresponden principalmente a aquellas que producen aguas residuales de coagulación. También se considera a aquellas plantas cuyos parámetros críticos (arsénico, fierro, manganeso, cloruros y sulfatos) alcanzan concentraciones muy superiores a las del cauce natural y cuya capacidad de dilución no es suficiente. Esto último es el caso de aquellas PTAP cuyas fuentes de producción de agua son subterráneas y se ubican en la zona norte del país, por lo que sus concentraciones, por ejemplo el arsénico, sobrepasan a las del cauce superficial y la dilución no es suficiente para mitigar estos efectos.

En la Figura 5-8 se presenta el número de plantas que se recomienda solo la recirculación de sus aguas residuales a cabecera de tratamiento.

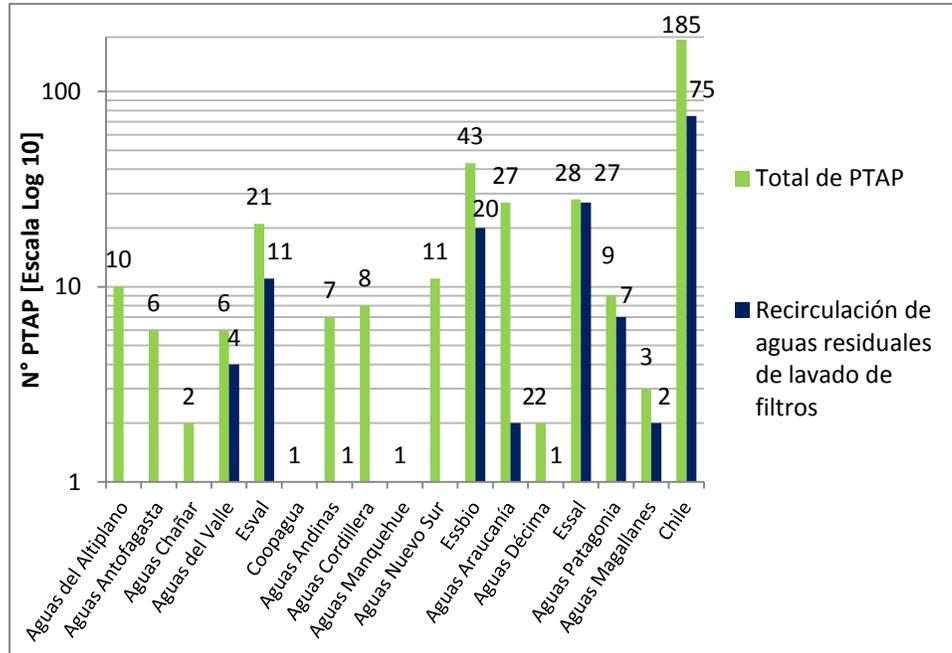


Figura 5-8: Número de PTAP que se recomienda que solo recirculen sus aguas residuales a cabecera de tratamiento.

Las PTAP que se recomienda que solo recirculen sus aguas residuales a cabecera de tratamiento corresponden a aquellas que producen solo aguas residuales de lavado de filtros. Debido a que este tipo de aguas residuales, producto de su bajo contenido de sólidos, tienen el potencial de no perturbar el proceso de tratamiento o la calidad de agua potable producida.

En la Figura 5-9 se presenta el porcentaje de PTAP que se recomienda que traten sus aguas residuales y aquellas que recirculen sus aguas a cabecera de tratamiento.

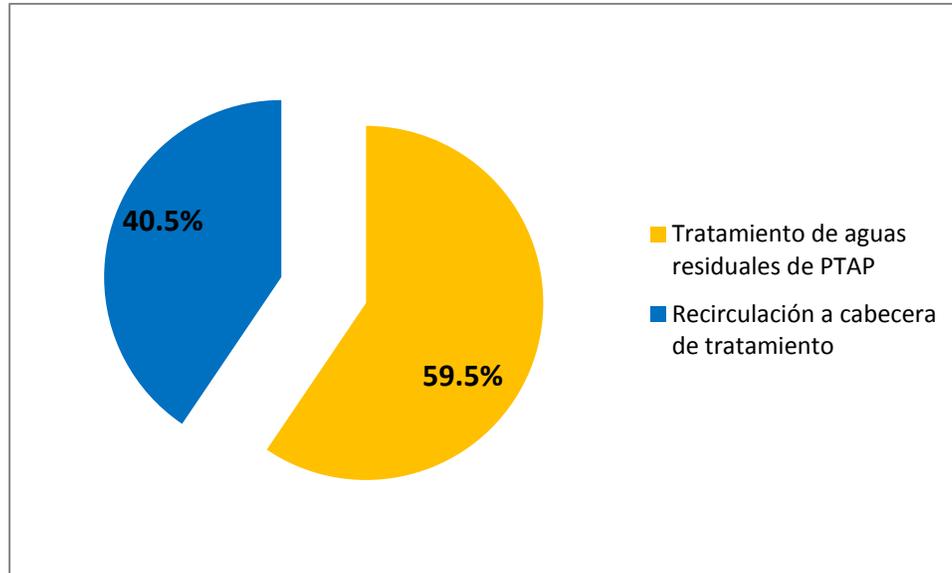


Figura 5-9: PTAP que se recomienda que traten o recirculen a cabecera de tratamiento sus aguas residuales.

Un 59,5% de las PTAP de un total de 185 plantas analizadas se recomienda que traten sus aguas residuales, mientras que un 40,5% debiesen recircular sus aguas residuales a cabecera de tratamiento, lo cual demuestra la importancia de contar con una normativa que regule las descargas de estas aguas y así mejorar la eficiencia del uso del agua, el aprovechamiento de los sólidos y la protección del medio ambiente.

Las PTAP que se recomienda que traten o recirculen sus aguas residuales están detalladas en las Tablas 5-5 y 5-6 respectivamente.

La abreviación del nombre de algunas empresas se presenta a continuación:

- AM: Aguas Magallanes
- AV: Aguas del Valle
- Aguas C.: Aguas Cordillera
- AM*: Aguas Manquehue
- AD: Aguas Decima
- AP: Aguas Patagonia
- AA: Aguas Andinas

Tabla 5-5: Plantas con propuesta de tratamiento de aguas residuales.

Aguas del Altiplano	PTAP Santa Rosa	Aguas Araucanía	PTAP Mininco	AV	PLANTA LAS ROJAS		
	Planta de Filtros La Huayca		PTAP Nueva Tolten		CONCON NUEVA		
	Abatidora de Arsénico		PTAP Puerto Saavedra		LAS VEGAS		
	PTAP Pago de Gómez		PTAP Puren		PEÑUELA FILTRO		
	Planta Sulfatos Pozo Almonte		PTAP Quitratue		PTA.DE FILTROS LA CRUZ		
	Planta Sulfatos La Tirana		PTAP Traiguen Nueva		QUINQUIMO		
	Desaladora Lluta		PTAP Villarrica		PLANTA SAN JUAN		
	Planta Sulfatos Huara		AM		Planta Nueva-Punta Arenas	Esva	PLANTA EL SAUCE
	PTAP Pago de Gomez Ol				P.F. SALAR DEL CARMEN		EL LLANO
	Aguas Araucanía		PTAP Angol		A. Antofagasta	P.F. CERRO TOPATER	Coop- gua
PTAP Angol - Filtros en Presion		F. ABATIDOR DE ARSENIKO-Arica					
PTAP Capitan Pastene		DESALADORA DE TALTAL					
PTAP Carahue		DESALADORA DE ANTOFAGASTA					
PTAP Chol Chol		Aguas Chañar	PTOI PLACILLA SIERRA ALTA- Copiapó-Tierra Amarilla	Aguas Andinas			
PTAP Collipulli							
PTAP Galvarino							
PTAP Gorbea							
PTAP Loncoche							
PTAP Los Sauces		Aguas C.	Planta de Osmosis Inversa-Diego de Almagro-El Salado	Aguas C.		PLANTA ARRAYAN	
PTAP Lumaco	PT LO GALLO						
					PT MONTECASINO		

Tabla 5-5: Plantas con propuesta de tratamiento de aguas residuales (cont.).

Aguas C.	PLANTA LA DEHESA	Essbio	PTAP FLORIDA
	PLANTA PADRE HURTADO		PTAP HUALQUI
	PLANTA SAN ENRIQUE		PTAP LEBU
	PT EL SENDERO		PTAP PILPILCO
	PT VITACURA		PTAP COLCURA
AM*	PLANTA PUNTA DE AGUILA	Essbio	PLANTA EL LLANO
Essbio	PTAP COYA		PTAP RAFAEL
	COMPACTA PULSAPACK- Pichilemu		PTAP TOME
	PLANTA GRAVITACIONAL FILTROS RAPIDOS-Pichilemu		CARACOLES
	NOGALES - FILTROS RAPIDOS		PIEDRA DE LOBOS
	PTAP RAMADILLAS	CURANIPE	
	PTAP CAÑETE	LOS MOLINOS	
	CHILLAN	LICANTEN	
	PLANTA COBQUECURA	EL MANZANO	
	PTAP COELEMU	A D	Llancahue
	PTAP LA MOCHITA		Essal
PTAP LANDA			
PTAP LA PEÑA			
PTAP CURANILAHUE	A P	PTAP Coyhaique	
PTAP DICHATO			

Tabla 5-6: Plantas con propuesta de recirculación de sus aguas de lavado de filtros.

A. Araucanía	PTAP Cherquenco	AA	Planta Canelo	A. Nuevo Sur	CHANCO
	PTAP Curacautin		Planta La Obra		CUREPTO
	PTAP Lastarria		PTAP LICANCHEU		PLANTA GUALLECO
	PTAP Lican Ray		ESTANCILLA 1		PT-Iloca
	PTAP Victoria		LA CANDELARIA		PUTU
AM	Planta N° 1-Porvenir	Essbio	PTAP PUENTE NEGRO	AD	Cuesta de Soto
	Planta Filtros-Puerto Natales		NOGALES - FILTROS LENTOS		Planta Filtros-Achao
Aguas del Valle	FILTRACION DIRECTA- Combarbala		PLANTA PUNTERAS LOS CUERVOS	Planta Filtros-Ancud	
	PLANTA DE FILTRO-Illapel		PLANTA CABRERO	Planta Filtros Calbuco	
	PLANTA DE FILTRO-Salamanca		PTAP NONGUEN	Planta Filtros Corvi	
	PTAP SOTAQUI		PTAP CONTULMO	Planta Filtros Sistema Millantue	
Esva	Filtros a Presión 5 PARRONES		PTAP LOMAS COLORADAS	Planta de filtros Chai-Chai	
	PEÑUELA FILTRO I		PTAP EL BOLLO	Planta Filtros-Chonchi	
	Planta de filtros Poza Azul		PTAP EL ROBLE	Planta Filtros-Dalcahue	
	POZO 12 PARRONES		PLANTA MONTE AGUILA	Planta Filtros Futaleufú	
	CONSTR. PLANTA DE FILTROS CATAPILCO		PTAP MULCHEN	Essal	Planta Filtros Caipulli
	Planta de Filtros Green Sand El Tranque		PTAP PRIETO		Planta Filtros Pelluco
	PLANTA DE FILTROS RAPIDOS		ÑIPAS		Planta Filtros Sistema Cayenel (J)
	POZO N°550 PUCHUNCAVI		QUILLON 1		Planta Filtros Presion- Puerto Varas-Llanquihue
	Quinquimo II		PLANTA SANTA CLARA		Planta Filtros Purranque
	PLANTA SAN JERONIMO		PTAP PUNTA DE PARRA		Planta Filtros Estero Matadero
	PLANTA EL SAUCE FILTRO A PRESION		PLANTA YUNGAY		Planta Filtros Sondajes- Quellón
	Pta. Tto. Filtros a Presión Putando				

Tabla 5-6: Plantas con propuesta de recirculación de sus aguas de lavado de filtros (cont.).

Essal	Planta Filtros Presion-Corral
	Planta Filtros-Futrono
	Planta Filtros Lanco
	Planta Filtros Cerro López
	Planta Filtros Los Lagos
	Planta Filtros Máfil
	Planta Filtros-Paillaco
	Planta Filtros Sondaje 2025- Paillaco
	Planta Filtros Panguipulli
	Planta Filtros Río Bueno
Aguas Patagonia	PTAP Balmaceda
	PTAP Pto. Chacabuco
	PTAP Chile Chico
	PTAP Cochrane
	PTAP Simpson 2
	PTAP Pto. Aysén
	PTAP Pto. Cisnes
	PTAP Pto. Ibáñez

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

Actualmente solo un 4,9% de las PTAP analizadas cuentan con tratamiento de sus aguas residuales, lo cual refleja que la mayoría de las plantas descargan estas aguas desperdiciando su potencial.

El objetivo general de esta memoria fue definir los procesos y unidades del sistema de tratamiento de aguas residuales originadas en las PTAP del país. Por lo que se presentó una caracterización de las distintas clases de aguas residuales según el proceso de tratamiento del agua potable. La clasificación de las aguas residuales se presenta en la Tabla 6-1.

Tabla 6-1: Clasificación de aguas residuales.

Clasificación de aguas residuales
Aguas residuales de pre – sedimentación.
Aguas residuales de coagulación.
Aguas residuales de lavado de filtros.
Aguas residuales de ablandamiento.
Aguas residuales de osmosis inversa.

Se recomienda que el manejo de las aguas residuales del tratamiento de agua potable se base en las siguientes etapas de minimización de las descargas de estas aguas:

- Ecuilización de la descarga

Aunque la ecualización de la descarga no reduce los vertidos de aguas residuales del tratamiento de agua potable, si minimiza el impacto de las descargas en el cuerpo de agua receptor.

Para el caso de las aguas residuales de coagulación y ablandamiento es posible aplicar la ecualización a través de cambios operacionales en la PTAP, tales como modificaciones en la tasa y frecuencia del proceso de extracción de sólidos de las unidades de sedimentación (sedimentadores de manto de lodos). Sin embargo, la aplicación de la ecualización, en la mayoría de los casos, requiere de la construcción de un estanque de almacenamiento.

- Reducción de las aguas residuales.

Existen una serie de métodos para reducir las aguas residuales del tratamiento de agua potable, con lo cual disminuye la cantidad de residuos que son descargados. Hay métodos que reducen el contenido de sólidos de los residuos producidos, el volumen de los residuos producidos, o ambos. Algunos métodos se basan principalmente en aspectos operacionales

(p. ej. optimización de las fuentes de agua), mientras que otros requieren de inversiones (p. ej. protección de cuencas). Es probable que algunos de estos métodos no sean aplicados con el objetivo principal de disminuir la producción de residuos, pero esta reducción puede ser un factor que determine la implementación de alguna técnica (p. ej. fuentes sub-superficiales y protección de cuencas).

Es complejo generalizar la efectividad o el costo de los diferentes métodos de reducción debido a que la disminución en la producción de aguas residuales depende principalmente de las características de los residuos sólidos producidos en cada PTAP.

- Tratamiento de las aguas residuales procedentes de las PTAP

Después de reducir la cantidad de residuos producidos, es necesario un tratamiento más específico para continuar disminuyendo las descargas de estas aguas. Esto consiste básicamente en la separación de los residuos sólidos de la fase líquida de las aguas residuales, aunque en el caso de las aguas residuales de lavado de filtros se podría recircular directamente a cabecera de tratamiento.

En la mayoría de las PTAP del país se producen principalmente aguas residuales de coagulación y lavado de filtros. Las implicancias ambientales y la pérdida de agua tras el vertimiento de estas a cauces naturales, son las razones por las cuales se analizaron distintas alternativas de tratamiento. Se determinó que un tratamiento compuesto por tecnologías primarias y mecánicas, es el más adecuado para poder recircular la fase líquida y lograr sólidos con concentraciones que permitan utilizarlos o disponerlos apropiadamente.

Se recomienda que las aguas residuales de lavado de filtros sean sometidas preliminarmente a un proceso de sedimentación, con el objetivo de lograr sólidos con características más similares a sus pares de coagulación. Luego estas dos corrientes de aguas residuales deben ingresar a un estanque de mezcla, para así homogenizar las concentraciones y mejorar la eficiencia de las etapas subsecuentes. Para reducir el volumen de aguas residuales, se deben espesar gravitacionalmente o por flotación y así mejorar la concentración de sólidos que se alcance en la deshidratación.

Para el proceso de deshidratación se recomiendan las tecnologías de deshidratación mecánicas, en particular los filtros de prensa, de banda y la centrífuga Solid Bowl. Estas tres unidades alcanzan concentraciones de sólidos adecuadas para distintas alternativas de utilización o disposición.

Después de ser separados de la fase líquida del agua residual, los residuos sólidos pueden ser aprovechados beneficiosamente o preparados para su disposición final.

- Cero descargas líquidas

Se consideran las etapas de reducción y tratamiento de las aguas residuales como un complemento fundamental para la eliminación de las descargas de estas aguas. En este sistema, la fase líquida de todos los tipos de aguas residuales es recirculada a cabecera de tratamiento o evaporada. El sobrenadante de todos los procesos de tratamiento de estas aguas es recirculado y solo los residuos sólidos son preparados para su aprovechamiento o disposición final. Es fundamental el analizar los efectos de la recirculación de la fase líquida del agua residual, para así prever perturbaciones en la calidad del agua potable producida y la posible concentración de ciertos contaminantes.

Se recomienda analizar la capacidad de dilución del cauce receptor de las descargas de aguas de residuales de PTAP. En el caso que la dilución no sea suficiente, la PTAP debe tratar sus aguas residuales. Este tratamiento de las aguas residuales se debe realizar en las mismas instalaciones de la PTAP, con el objeto de aprovechar la fase líquida y utilizar o disponer los sólidos adecuadamente. En el caso de las PTAP que producen aguas residuales de lavado de filtros, se recomienda la recirculación de estas aguas a cabecera de tratamiento, siempre que el análisis de este proceso indique que no se está perturbando el tratamiento ni la calidad del agua potable producida.

En el caso de las PTAP de menor tamaño, el volumen de sus aguas residuales es pequeño por lo que se recomienda el vertimiento de estas aguas al alcantarillado, siempre que no sean causal de problemas en la red de alcantarillo y que las características del vertido no excedan la capacidad de la PTAS en la remoción de los contaminantes.

Se recomienda desarrollar una normativa o reglamento de buenas prácticas que regule las descargas de aguas residuales permitiendo invertir la situación actual de las PTAP y que la totalidad de estas trate sus aguas residuales o las recircule a cabecera de tratamiento.

Finalmente se recomienda el desarrollo de un reglamento para los residuos sólidos del tratamiento de agua potable, independiente de los sólidos de PTAS, que incluya potenciales usos y las exigencias respectivas.

7 BIBLIOGRAFÍA

- 1) Aguilar, M., Sáez, J., Lloréns, M., Soler, A., y Ortuño J.F. 2002. Tratamiento físico químico de aguas residuales, coagulación-floculación. España, Universidad de Murcia.
- 2) Ahumada, G. 2012. Apunte del curso “Procesos de Tratamiento de Aguas”. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.
- 3) Alcántara, A. 1999. Ingeniería sanitaria I: Manual de prácticas. República Dominicana, Instituto tecnológico de Santo Domingo.
- 4) Andía, Y. 2000. Evaluación de plantas y desarrollo tecnológico: Tratamiento de agua, coagulación y floculación. Perú, SEDAPAL.
- 5) Arboleda, J. 2000. Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. 3^a ed. Colombia, Mc Graw-Hill.
- 6) AWWA. 1969. Disposal of Wastes from Water Treatment Plants. Journal. AWWA, 61(10), 541-565, 61(11), 619-638.
- 7) AWWA. 1978. Water Treatment Plant Sludges – An Update of the Art. Journal AWWA 70(9): 498-503, 70(10): 548-554.
- 8) AWWA Sludge Disposal Committee. 1981. Lime Softening Sludge Treatment and Disposal. Journal AWWA, 73:11:600.
- 9) AWWA. 1990. Water Treatment Plant Design, 2^a ed. United States.
- 10) AWWA. 2002. Calidad y Tratamiento del Agua, Manual de Suministro de Agua Comunitaria. Estados Unidos. 5^o Edición, Mc Graw-Hill Profesional.
- 11) AWWA. 2007. Reverse Osmosis and Nanofiltration. 2^a ed. United States.
- 12) AWWARF. 1998. Arsenic Treatability Options and Evaluation of Residuals Management Issues, Amy, G.L., M. Edwards, M. Benjamin, K. Carlson, J. Chwirka, P. Brandhuber, L. McNeill and F. Vagliasindi, Draft Report. United States.

- 13) Barlaková, D. and Ilavský, J. 2009. Removal of Iron and Manganese from Water Using Filtration by Natural Materials. Bratislava, Slovak. Slovak University of Technology.
- 14) Brown and Caldwell. 1990. City of Phoenix water residuals management study. Study produced for the City of Phoenix. Arizona States United Stated.
- 15) Castañeda, O. 1999. Determinación de la toxicidad de los lodos generados por una planta potabilizadora, utilizando bioensayos. México, Centro Nacional de Prevención de Desastres.
- 16) Chiang, Patel & Yerby, Inc. (CP&Y). 1996. Arsenic Treatability Option and Evaluation of Residuals Management Issues. Texas States United Stated.
- 17) Chile. MOP. Decreto Supremo N°609: Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado, 1998.
- 18) Chile. MINSEGPRES. Decreto Supremo N°90: Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales, 2000.
- 19) Chile. SISS. Resolución N°3603: Calidad de las fuentes de agua potable para los servicios públicos sanitarios, 2009.
- 20) Cleasby, J., D. Hilmoe, and C. Dimitracopoulos. 1984. Slow Sand and Direct In-line Filtration of a Surface Water. Journal AWWA, 76(12):44-55.
- 21) Colombia. MinAmbiente. Proyecto de Norma: Parámetros y valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público, 2013.
- 22) Cornwell, D., and Sussan, J. 1979. Characteristics of Acid Treated Alum Sludges. Journal AWWA 71(10): 604-608.
- 23) Cornwell, D., Bishop, M., Gould, R., and Vandermeijden, C. 1987. Handbook of Practice Water Treatment Plant Waste Management. Colorado State, United States.

- 24) Cornwell, D., and Lee, R. 1994. Recycle Stream Effects on Water Treatment. United State. AWWA.
- 25) Cornwell, D. 1999. Water Treatment Plant Residual Management. Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies. New York, United States.
- 26) Dellepiane, O. 2003. Acondicionamiento de Lodos producidos en el Tratamiento de Agua Potable (Aplicación al Complejo Vizcachas). Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.
- 27) Dirección General de Aguas (DGA). 2003. Diagnostico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad.
- 28) Díaz, M., Rangel, M., Rubio, W, Armendáriz, O. 2010. Aplicación de lodos de procesos de potabilización como mitigantes de la sodicidad en suelos agrícolas. Revista Ingeniería 14(2): 87-97. México, Universidad Autónoma de Yucatán.
- 29) Fitch, D.E., and Elliott C.M. 1986. Implementing Direct Filtration and Natural Freezing of Alum Sludge. Journal AWWA. 78:12:52.
- 30) Fulton, G.P. 1978. Disposal of Water Plant Alum Wastes. AWWA Water Treatment Waste Disposal Seminar. Atlantic City, United States. 3:1-25.
- 31) Goncalves, A., Esteves, A., and Carvalho, M. 2004. Incorporation of Sludges from a Water Treatment Plant in Cement Mortars.
- 32) Illinois Department of Energy and Natural Resources (ILENR). 1987 Wastes from water treatment plants: Literature review, Results of an Illinois survey and effects of alum sludge application to cropland. Illinois State, United States.
- 33) Itle, CH. 2001. Properties of waste resulting from arsenic removal processes in drinking water treatment. Virginia, United States. Virginia Polytechnic Institute and State University.
- 34) KIWA and AWWA. 1990. Slib Shlamm Sludge. United States.
- 35) Knocke W. 1983. Fundamental Characteristics of Water Treatment Plant Sludges. Journal AWWA 75(10):516-523.

- 36) MacPhee M., Eades A. and Bates B. Treatment of Spent Filter Backwash Water Using the Leopold Dissolved Air Flotation System. United States.
- 37) Martínez M. 2012. Estudio para el tratamiento, manejo y disposición final para lodos generados en plantas de tratamiento de agua potable. Proyecto previo a la obtención del título de ingeniero ambiental. Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Ecuador.
- 38) Masschelein, W.J., Deuleminc, .R, and Genot, J. 1985. The Feasibility of Coagulant Recycling by Alkaline Reaction of Aluminum hydroxide Sludges. Journal Water Research 19(11):1363-1369
- 39) Matamoros, J. 2005. Sistemas de Tratamiento de Lodos en Plantas de Agua Potable. Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.
- 40) México. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales.NOM-004-SEMARNAT: Protección ambiental - Lodos y biosólidos - Especificaciones y límites máximos permisibles para su aprovechamiento y disposición final, 2002.
- 41) Neubauer, W.K. 1968. Waste Alum Sludge Characteristics and treatment. Journal AWWA. 60:819.
- 42) New Zealand Water and Wastes Association (NZWWA). 1998. Management of Water Treatment Plant Residuals: Handbook. New Zealand.
- 43) Novak, J.T., and G.E. Montgomery. 1975. Chemical Sludge Dewatering on Sand Beds. Journal Environmental Engineering Division, ASCE, 191(EE1):1.
- 44) Pavón, T. 2002. Tratamiento de lodos de una Potabilizadora para la Recuperación de Aluminio y Hierro Como Coagulantes, México. Universidad Autónoma del Estado de México.
- 45) Pennsylvania State, United States. Department of Environmental Protection. General Permit WMGR017.
- 46) Sancha, A. 2006. Review of Coagulation Technology for Removal of Arsenic: Case of Chile. Journal of Health, Population, and Nutrition 24(3):267-272.

- 47) Torres, P., Hernandez, D., y Paredes, D. 2012. Uso productivo de lodos de plantas de tratamiento de agua potable en la fabricación de ladrillos cerámicos. *Revista ingeniería en construcción* 27(3): 145-154.
- 48) U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1993. *Large Water System Byproducts Treatment and Disposal Cost*. Washington, D.C., United States.
- 49) U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1996. *Technology Transfer Handbook, Management of Water Treatment Plant Residuals*. Ohio State, United States.
- 50) U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2000. *Technologies and Costs for Removal of Arsenic from Drinking Water*. Washington, D.C., United States.
- 51) U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2001. *Treatment of Arsenic Residuals from Drinking Water Removal Processes*. Ohio State, United States.
- 52) U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2002. *Filter Backwash Recycling Rule Technical Guidance Manual*. Washington, D.C., United States.
- 53) U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2003. *Arsenic Treatment Technology Evaluation Handbook for Small Systems*. Washington, D.C., United States.
- 54) U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2010. *Minimizing Water Treatment Residual Discharges to Surface Water*. Washington, D.C., United States.
- 55) U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2011. *Drinking Water Treatment Plant Residuals Management Technical Report*. United States.
- 56) Vaezi, F., and Batebi, F. 2001. Recovery of Iron Coagulants From Tehran Water-Treatment-Plant Sludge for Reusing in Textile Wastewater Treatment. *Iranian Journal of Public Health* 30(3-4):135-138.
- 57) Washington State, United States. Washington State Department of Ecology. *NPDES General Permit - Water Treatment Plants - Wastewater Discharge, 2004*.
- 58) Westerhoff, G.P. 1978. *Minimization of Water Treatment Plant Sludges*. AWWA Seminar on Water Treatment Disposal. Atlantic City, United States. June 25, 6:1-11.

- 59) Westerhoff, G.P., and Cline, G.C. 1980. Planned Processing Beats Back Water-Plant Sludge Disposal Problems. *Water & Sewage Works*, 127:10:32.
- 60) World Health Organization (WHO). 2002. Arsenic in drinking water. Chapter VI. *Safe water technology*. Geneva: World Health Organization. 98 p.

8 ANEXO.

Tabla 8-1: Base de infraestructura de plantas de tratamiento de agua potable en Chile (Fuente: SISS.).

EMPRESA	R.	SISTEMA	NOMBRE_OBRA	AÑO CONSTR.	DESARENADOR	COAGULACIÓN FLOCULACION	SEDIMENTADOR	FILTRACIÓN	TIPO FILTRACIÓN	CAUDAL (L/S)
AGUAS ANDINAS S.A.	13	EL CANELO - LAS VERTIENTES - LA OBRA	Planta Canelo	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	90
AGUAS ANDINAS S.A.	13	GRAN SANTIAGO	Planta Ingeniero A. Tagle	1983	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	4000
AGUAS ANDINAS S.A.	13	GRAN SANTIAGO	Planta La Florida	1999	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	4000
AGUAS ANDINAS S.A.	13	GRAN SANTIAGO	Planta La Obra	1975	SI	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	4000
AGUAS ANDINAS S.A.	13	GRAN SANTIAGO	Planta Quebrada de Ramon	1994	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	543
AGUAS ANDINAS S.A.	13	GRAN SANTIAGO	Planta Viscachitas	1969	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	5000
AGUAS ANDINAS S.A.	13	GRAN SANTIAGO	Planta Vizcachas	1946	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	7000
AGUAS ANTOFAGASTA S.A.	02	GRAN SISTEMA NORTE	P.F. ANTIGUA SALAR DEL CARMEN	1969	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	500
AGUAS ANTOFAGASTA S.A.	02	GRAN SISTEMA NORTE	P.F. CERRO TOPATER	1978	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	583
AGUAS ANTOFAGASTA S.A.	02	GRAN SISTEMA NORTE	P.F. NUEVA SALAR DEL CARMEN	1988	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	500
AGUAS ANTOFAGASTA S.A.	02	SISTEMA SUR	FILTRO ABATIDOR DE ARSENICO	1996	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	31
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	ANGOL	PTAP Angol	1977	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	185
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	ANGOL	PTAP Angol - Filtros en Presion	2012	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	45
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	CAPITAN PASTENE	PTAP Capitan Pastene	1994	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	15
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	CARAHUE	PTAP Carahue	1974	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	40
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	CHERQUENCO	PTAP Cherquenco	2001	SI	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	7
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	CHOL CHOL	PTAP Chol Chol	1997	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	30
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	COLLIPULLI	PTAP Collipulli	1994	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	70
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	CURACAUTIN	PTAP Curacautin	2001	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	80
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	GALVARINO	PTAP Galvarino	1994	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	27
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	GORBEA	PTAP Gorbea Antigua	1993	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	25
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	GORBEA	PTAP Gorbea Nueva	2002	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	8
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	LASTARRIA	PTAP Lastarria	1999	SI	NO	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	13
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	LICAN RAY	PTAP Lican Ray	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	12
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	LONCOCHE	PTAP Antigua Loncoche	1944	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	35
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	LONCOCHE	PTAP Nueva Loncoche	1997	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	35
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	LOS SAUCES	PTAP Los Sauces	1935	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	16
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	LUMACO	PTAP Lumaco	1998	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	9
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	MININCO	PTAP Mininco	2002	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	10
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	NUEVA TOLTEN	PTAP Nueva Tolten	1987	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	15
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	PUERTO SAAVEDRA	PTAP Puerto Saavedra 1	1994	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	12
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	PUERTO SAAVEDRA	PTAP Puerto Saavedra 2	2001	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	15
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	PUREN	PTAP Puren	1990	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	36
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	QUITRATUE	PTAP Quitratue	2001	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	8
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	TRAIQUEN	PTAP Traiguén Antigua	1993	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	38.7
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	TRAIQUEN	PTAP Traiguén Nueva	1999	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	25
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	VICTORIA	PTAP Victoria	1990	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	100
AGUAS ARAUCANIA S.A.	09	VILLARRICA	PTAP Villarrica	1990	SI	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	100
AGUAS CORDILLERA S.A.	13	CORDILLERA	PLANTA ARRAYAN	1959	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	190
AGUAS CORDILLERA S.A.	13	CORDILLERA	PLANTA DE TRATAMIENTO LO GALLO	1953	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	650
AGUAS CORDILLERA S.A.	13	CORDILLERA	PLANTA DE TRATAMIENTO MONTECASINO	1952	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	200
AGUAS CORDILLERA S.A.	13	CORDILLERA	PLANTA LA DEHESA	1982	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	350
AGUAS CORDILLERA S.A.	13	CORDILLERA	PLANTA PADRE HURTADO	1998	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	1000
AGUAS CORDILLERA S.A.	13	CORDILLERA	PLANTA SAN ENRIQUE	1996	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	500
AGUAS CORDILLERA S.A.	13	CORDILLERA	PLANTA TRATAMIENTO EL SENDERO	1952	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	250
AGUAS CORDILLERA S.A.	13	CORDILLERA	PLANTA TRATAMIENTO VITACURA	1960	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	270
AGUAS DECIMA S.A.	14	AGUASDECIMA	Cuesta de Soto	1989	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	520
AGUAS DECIMA S.A.	14	AGUASDECIMA	Llancahue	1989	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	300

Tabla 8-1: Base de infraestructura de plantas de tratamiento de agua potable en Chile (cont.).

EMPRESA	R.	SISTEMA	NOMBRE_OBRA	AÑO CONSTR.	DESARENADOR	COAGULACIÓN FLOCULACION	SEDIMENTADOR	FILTRACIÓN	TIPO FILTRACIÓN	CAUDAL (L/S)
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	01	ALTO HOSPICIO	PTAP Santa Rosa	2012	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	240
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	01	LA HUAYCA	Planta de Filtros La Huayca	2011	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	5
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	01	PISAGUA	Abatidora de Arsénico	2003	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	2.7
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	15	ARICA	Abatidora de Hierro y Manganeso	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	100
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	15	ARICA	PTAP Pago de Gómez	2012	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	90
AGUAS DEL VALLE S.A.	04	COMBARBALA	FILTRACION DIRECTA	1995	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	30
AGUAS DEL VALLE S.A.	04	ILLAPEL	PLANTA DE FILTRO	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	40
AGUAS DEL VALLE S.A.	04	ILLAPEL	PLANTA DE FILTRO 2	2009	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	34
AGUAS DEL VALLE S.A.	04	LA SERENA-COQUIMBO	PLANTA LAS ROJAS	1984	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	750
AGUAS DEL VALLE S.A.	04	SALAMANCA	PLANTA DE FILTRO	2011	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	5
AGUAS DEL VALLE S.A.	04	SOTAQUI	PTAP SOTAQUI	2007	SI	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	23.3
AGUAS MAGALLANES S.A.	12	PORVENIR	Planta N° 1	1994	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	40
AGUAS MAGALLANES S.A.	12	PUERTO NATALES	Planta Filtros	1999	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	110
AGUAS MAGALLANES S.A.	12	PUNTA ARENAS	Planta Nueva	1994	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	380
AGUAS MANQUEHUE S.A.	13	LOS TRAPENSES	PLANTA PUNTA DE AGUILA	2000	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	300
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	CHANCO	CHANCO	2000	NO	NO	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	15
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	CONSTITUCION	CARACOLES	1984	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	100
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	CONSTITUCION	PIEDRA DE LOBOS	2007	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	100
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	CURANIPE	CURANIPE	1965	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	20
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	CUREPTO	CUREPTO	1995	NO	NO	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	13
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	EMPEDRADO	LOS MOLINOS	1993	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	15
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	GUALLECO	PLANTA GUALLECO	2000	NO	NO	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	4
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	ILOCA	PLANTA TRATAMIENTO	2004	NO	NO	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	15.2
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	LICANTEN	LICANTEN	1983	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	25
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	PELLUHUE	EL MANZANO	1992	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	40
AGUAS NUEVO SUR S.A.	07	PUTÚ	PUTU	1999	NO	NO	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	8
AGUAS PATAGONIA S.A.	11	BALMACEDA	PTAP Balmaceda	2000	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	10
AGUAS PATAGONIA S.A.	11	CHACABUCO	PTAP Pto. Chacabuco	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	48.3
AGUAS PATAGONIA S.A.	11	CHILE CHICO	PTAP Chile Chico	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	30
AGUAS PATAGONIA S.A.	11	COCHRANE	PTAP Cochrane	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	30
AGUAS PATAGONIA S.A.	11	COYHAIQUE	PTAP Coyhaique	1989	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	200
AGUAS PATAGONIA S.A.	11	COYHAIQUE	PTAP Simpson 2	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	100
AGUAS PATAGONIA S.A.	11	PUERTO AYSÉN	PTAP Pto. Aysén	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	111
AGUAS PATAGONIA S.A.	11	PUERTO CISNES	PTAP Pto. Cisnes	2001	SI	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	16
AGUAS PATAGONIA S.A.	11	PUERTO IBAÑEZ	PTAP Pto. Ibañez	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	6.8
COOPAGUA	05	SANTO DOMINGO	Planta Tratamiento Agua Potable	1997	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	200
ESSAL S.A.	10	ACHAO	Planta Filtros	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	25
ESSAL S.A.	10	ANCUD	Planta Filtros N° 1	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	106
ESSAL S.A.	10	ANCUD	Planta Filtros N° 2	2004	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	43
ESSAL S.A.	10	CALBUCO	Planta Filtros Calbuco	1997	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	43
ESSAL S.A.	10	CASTRO	Planta Filtros Corvi	1997	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	19
ESSAL S.A.	10	CASTRO	Planta Filtros Sistema Millantue	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	88
ESSAL S.A.	10	CHAITEN	Planta de filtros Chai-Chai	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	18
ESSAL S.A.	10	CHONCHI	Planta Filtros	1997	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	12
ESSAL S.A.	10	DALCAHUE	Planta Filtros	1997	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	26
ESSAL S.A.	10	FUTALEUFÚ	Planta Filtros Futaleufú	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	11
ESSAL S.A.	10	OSORNO	Planta Filtros Caipulli	2000	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	360
ESSAL S.A.	10	PUERTO MONTT	Planta Filtros Pelluco	2003	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	16

Tabla 8-1: Base de infraestructura de plantas de tratamiento de agua potable en Chile (cont.).

EMPRESA	R.	SISTEMA	NOMBRE_OBRA	AÑO CONSTR.	DESARENADOR	COAGULACIÓN FLOCULACIÓN	SEDIMENTADOR	FILTRACIÓN	TIPO FILTRACIÓN	CAUDAL (L/S)
ESSAL S.A.	10	PUERTO MONTT	Planta Filtros Sistema Cayenel (J)	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	46
ESSAL S.A.	10	PUERTO VARAS - LLANQUIHUE	Planta Filtros Presion	2004	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	50
ESSAL S.A.	10	PURRANQUE - CORTE ALTO	Planta Filtros Purranque	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	49
ESSAL S.A.	10	QUELLON	Planta Filtros Estero Matadero	1997	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	30
ESSAL S.A.	10	QUELLON	Planta Filtros Sondajes	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	33
ESSAL S.A.	14	CORRAL	Planta Filtros Presion	2001	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	13
ESSAL S.A.	14	FUTRONO	Planta Filtros	1999	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	24
ESSAL S.A.	14	LAGO RANCO	Planta Filtros	2005	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	8
ESSAL S.A.	14	LANCO	Planta Filtros Lanco	2001	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	25
ESSAL S.A.	14	LOS LAGOS	Planta Filtros Cerro López	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	24.4
ESSAL S.A.	14	LOS LAGOS	Planta Filtros Los Lagos	2003	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	23
ESSAL S.A.	14	MAFIL	Planta Filtros Máfil	1989	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	16
ESSAL S.A.	14	PAILLACO	Planta Filtros	1996	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	23
ESSAL S.A.	14	PAILLACO	Planta Filtros Sondaje 2025	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	16
ESSAL S.A.	14	PANGUIPULLI	Planta Filtros Panguipulli	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	35
ESSAL S.A.	14	RÍO BUENO - LA UNION	Planta Filtros Río Bueno	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	65
ESSBIO S.A.	06	BOCA DE RAPEL - NAVIDAD	PTAP LICANCHEU	1998	SI	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	30
ESSBIO S.A.	06	CODEGUA - LA PUNTA	ESTANCILLA 1	1997	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	20
ESSBIO S.A.	06	CODEGUA - LA PUNTA	ESTANCILLA 2	1997	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	20
ESSBIO S.A.	06	CODEGUA - LA PUNTA	LA CANDELARIA	1997	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	32
ESSBIO S.A.	06	COYA	PTAP COYA	1994	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	10
ESSBIO S.A.	06	PICHILEMU	COMPACTA PULSAPACK	2003	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	80
ESSBIO S.A.	06	PICHILEMU	PLANTA GRAVITACIONAL FILTROS RAPIDOS	1985	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	30
ESSBIO S.A.	06	PUNTE NEGRO	PTAP PUNTE NEGRO	2009	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	12
ESSBIO S.A.	06	RANCAGUA - MACHALI	NOGALES - FILTROS LENTOS	2003	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_LENTOS	200
ESSBIO S.A.	06	RANCAGUA - MACHALI	NOGALES - FILTROS RAPIDOS	1982	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	750
ESSBIO S.A.	08	ARAUCO	PLANTA PUNTERAS LOS CUERVOS	2005	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	30
ESSBIO S.A.	08	ARAUCO	PTAP RAMADILLAS	2001	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	34
ESSBIO S.A.	08	CABRERO	PLANTA CABRERO	1997	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	46
ESSBIO S.A.	08	CAÑETE	PTAP CAÑETE	2001	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	22
ESSBIO S.A.	08	CHILLAN	CHILLAN	1996	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	500
ESSBIO S.A.	08	COBQUECURA	PLANTA COBQUECURA	2001	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	8
ESSBIO S.A.	08	COLEMU	PTAP COLEMU	2001	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	30
ESSBIO S.A.	08	CONCEPCIÓN- TALCAHUANO	PTAP LA MOCHITA	1969	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	3000
ESSBIO S.A.	08	CONCEPCIÓN- TALCAHUANO	PTAP LANDA	2003	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	185
ESSBIO S.A.	08	CONCEPCIÓN- TALCAHUANO	PTAP NONGUEN	2003	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	1.4
ESSBIO S.A.	08	CONTULMO	PTAP CONTULMO	2000	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	20
ESSBIO S.A.	08	CORONEL	PTAP LA PEÑA	2003	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	320
ESSBIO S.A.	08	CURANILAHUE	PTAP CURANILAHUE	2001	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	75
ESSBIO S.A.	08	DICHATO	PTAP DICHATO	2001	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	25
ESSBIO S.A.	08	FLORIDA	PTAP FLORIDA	2001	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	15
ESSBIO S.A.	08	HUALQUI	PTAP HUALQUI	2001	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	50
ESSBIO S.A.	08	LEBU	PTAP LEBU	1986	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	80
ESSBIO S.A.	08	LOMAS COLORADAS	PTAP LOMAS COLORADAS	2004	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	40
ESSBIO S.A.	08	LOS ALAMOS	PTAP PILPILCO	2001	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	100
ESSBIO S.A.	08	LOTA	PTAP COLCURA	2001	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	50
ESSBIO S.A.	08	LOTA	PTAP EL BOLLO	2005	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	85
ESSBIO S.A.	08	LOTA	PTAP EL ROBLE	2001	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	110
ESSBIO S.A.	08	MONTE AGUILA	PLANTA MONTE AGUILA	1997	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	19.8

Tabla 8-1: Base de infraestructura de plantas de tratamiento de agua potable en Chile (cont.).

EMPRESA	R.	SISTEMA	NOMBRE_OBRA	AÑO CONSTR.	DESARENADOR	COAGULACIÓN FLOCULACION	SEDIMENTADOR	FILTRACIÓN	TIPO FILTRACIÓN	CAUDAL (L/S)
ESSBIO S.A.	08	MULCHEN	PTAP MULCHEN	2005	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	100
ESSBIO S.A.	08	NACIMIENTO	PTAP PRIETO	1999	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	98
ESSBIO S.A.	08	ÑIPAS	ÑIPAS	2005	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	15
ESSBIO S.A.	08	QUILLON	QUILLON 1	2006	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	45
ESSBIO S.A.	08	QUIRIHUE	PLANTA EL LLANO	2002	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	30
ESSBIO S.A.	08	RAFAEL	PTAP RAFAEL	2001	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	10
ESSBIO S.A.	08	SANTA CLARA	PLANTA SANTA CLARA	2002	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	15
ESSBIO S.A.	08	TOME	PTAP PUNTA DE PARRA	2011	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	77
ESSBIO S.A.	08	TOME	PTAP TOME	1989	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	240
ESSBIO S.A.	08	YUNGAY	PLANTA YUNGAY	2007	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	12
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	CONCON NUEVA	1996	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	850
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	CONCON VIEJA	1925	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	700
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	Filtros a Presión 5 PARRONES	2011	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	12
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	LAS VEGAS	1985	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	500
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	NUEVA PTAP LAS VEGAS	2005	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	500
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	PEÑUELA FILTRO	1900	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_LENTOS	200
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	PEÑUELA FILTRO	1923	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	450
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	Planta de filtros Poza Azul	1993	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	150
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	POZO 12 PARRONES	2000	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	20
ESVAL S.A.	05	GRAN VALPARAISO- LIMACHE- LA CALERA-QUILLOTA- LA CRUZ- SAN PEDRO- NOGALES	PTA.DE FILTROS LA CRUZ	1935	SI	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	80
ESVAL S.A.	05	LA LIGUA- LITORAL NORTE	CONSTR. PLANTA DE FILTROS CATAPILCO	1970	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	18
ESVAL S.A.	05	LA LIGUA- LITORAL NORTE	Planta de Filtros Green Sand El Tranque	1954	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	47
ESVAL S.A.	05	LA LIGUA- LITORAL NORTE	PLANTA DE FILTROS RAPIDOS POZO N°550 P	1962	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	6
ESVAL S.A.	05	LA LIGUA- LITORAL NORTE	QUINQUIMO	1995	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	21
ESVAL S.A.	05	LA LIGUA- LITORAL NORTE	Quinquimo II	2004	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	25
ESVAL S.A.	05	LITORAL SUR	PLANTA SAN JERONIMO	1967	NO	NO	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	30
ESVAL S.A.	05	LITORAL SUR	PLANTA SAN JUAN	1987	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	930
ESVAL S.A.	05	LOS ANDES- SAN FELIPE	PLANTA EL SAUCE	1964	SI	SI	SI	SI	FILTROS_LENTOS_Y_PRESION	300
ESVAL S.A.	05	LOS ANDES- SAN FELIPE	PLANTA EL SAUCE FILTRO A PRESION	1995	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	180
ESVAL S.A.	05	PUTAENDO	EL LLANO	1940	NO	SI	SI	SI	SOLO_FILTROS_RAPIDOS	30
ESVAL S.A.	05	PUTAENDO	Pta. Tto. Filtros a Presión Putaendo	1997	NO	SI	NO	SI	SOLO_FILTROS_EN_PRESION	18

Tabla 8-2: Base de infraestructura de plantas de tratamiento de agua potable de osmosis inversa en Chile (Fuente: SISS.).

EMPRESA	R.	SISTEMA	NOMBRE_OBRA	AÑO CONSTR.	CAUDAL (L/S)	TIPO_PLANTA	TIPO CAPTACION	FILTRO ARENA	FILTRO CARTUCHO
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	01	ALTO HOSPICIO	Planta Sulfatos Pozo Almonte	2009	10.7	AGUA_SALOBRE	CERRADA	NO	SI
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	01	LA TIRANA	Planta Sulfatos La Tirana	2009	7.6	AGUA_SALOBRE	CERRADA	NO	SI
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	15	ARICA	Desaladora Lluta	1997	208	AGUA_SALOBRE	CERRADA	SI	SI
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	01	HUARA	Planta Sulfatos Huara	2009	3.6	AGUA_SALOBRE	CERRADA	NO	SI
AGUAS ANTOFAGASTA S.A.	02	SISTEMA SUR	DESALADORA DE TALTAL	2007	5.5	AGUA_DE_MAR	ABIERTA	SI	SI
AGUAS ANTOFAGASTA S.A.	02	GRAN SISTEMA NORTE	DESALADORA DE ANTOFAGASTA	2003	600	AGUA_DE_MAR	ABIERTA	SI	SI
AGUAS CHAÑAR S.A.	03	COPIAPO - TIERRA AMARILLA	PTOI PLACILLA SIERRA ALTA	2012	174	AGUA_SALOBRE	CERRADA	SI	SI
AGUAS CHAÑAR S.A.	03	DIEGO DE ALAMAGRO - EL SALADO	Planta de Osmosis Inversa	2003	33	AGUA_SALOBRE	ABIERTA	SI	SI
AGUAS DEL ALTIPLANO S.A.	15	ARICA	PTAP Pago de Gomez OI	2012	90	AGUA_SALOBRE	CERRADA	NO	SI