

CAPÍTULO IX. TRATAMIENTOS Y DISPOSICIÓN DE RESIDUOS DE PLANTAS DE POTABILIZACIÓN Y REUSO DE AGUA

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. ASPECTOS GENERALES.....	1
1.2. NECESIDAD DEL TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS DE LAS PLANTAS DE POTABILIZACIÓN	1
1.3. ANTECEDENTES	3
2. CLASIFICACION GENERAL DE LOS RESIDUOS DE LAS PLANTAS DE POTABILIZACIÓN SEGÚN SU ORIGEN	4
2.1. RESIDUOS ORIGINADOS EN LA ETAPA DE PRESEDIMENTACIÓN DEL AGUA SIN TRATAR	4
2.2. RESIDUOS ORIGINADOS EN LA COAGULACIÓN, FLOCULACIÓN Y SEDIMENTACIÓN	5
2.3. RESIDUOS ORIGINADOS EN LA FILTRACIÓN.....	6
2.4. RESIDUOS GENERADOS POR LA UTILIZACIÓN CARBÓN ACTIVADO	7
2.5. RESIDUOS ORIGINADOS POR INTERCAMBIO IÓNICO	8
2.6. RESIDUOS RESULTANTES DEL ABLANDAMIENTO DE AGUAS POR PRECIPITACIÓN QUÍMICA.....	10
2.7. RESIDUOS ORIGINADOS EN PROCESOS DE MEMBRANAS	11
2.8. RESIDUOS ORIGINADOS EN PROCESOS DE TRATAMIENTO OCASIONALES O DISCONTINUOS.....	12
3. CARACTERISTICAS DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE POTABILIZACIÓN.....	14
3.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE POTABILIZACIÓN.....	14
3.2. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO	16

3.3. CANTIDADES DE RESIDUOS GENERADAS EN PLANTAS DE POTABILIZACIÓN	18
4. METODOS DE TRATAMIENTO	19
4.1. ETAPAS DE LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE POTABILIZACIÓN	19
4.2. REDUCCIÓN DE LA CANTIDAD DE RESIDUOS.....	19
4.2.1. <i>Selección de la Fuente de Agua Cruda</i>	<i>19</i>
4.2.2. <i>Selección del Proceso.....</i>	<i>20</i>
4.2.3. <i>Elección de los Compuestos Químicos</i>	<i>21</i>
4.3. MÉTODOS DE RECUPERACIÓN	21
4.3.1. <i>Recuperación del Hierro y Aluminio.....</i>	<i>21</i>
4.3.2. <i>Recirculación y Reutilización del Agua Proveniente del Lavado de los Filtros</i>	<i>22</i>
4.3.3. <i>Recalcinación de los Residuos Originados en el Proceso de Ablandamiento con Cal</i>	<i>22</i>
4.4. MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS.....	24
4.4.1. <i>Espesamiento Gravitatorios de Lodos</i>	<i>24</i>
4.4.2. <i>Espesamiento por Flotación.....</i>	<i>26</i>
4.4.3. <i>Acondicionamiento de Lodos</i>	<i>27</i>
4.4.4. <i>Deshidratación de Lodos.....</i>	<i>27</i>
4.4.4.1. <i>Lagunas de Secado.....</i>	<i>28</i>
4.4.4.2. <i>Playas de Secado</i>	<i>29</i>
4.4.4.3. <i>Congelamiento y Descongelamiento.....</i>	<i>31</i>
4.4.4.4. <i>Filtración al Vacío.....</i>	<i>32</i>
4.4.4.5. <i>Filtros de Bandas</i>	<i>33</i>
4.4.4.6. <i>Filtros Prensa</i>	<i>35</i>
4.4.5. <i>Centrifugación.....</i>	<i>37</i>
4.5. MÉTODOS DE DISPOSICIÓN FINAL DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO	38
5. BIBLIOGRAFÍA.....	42

LISTA DE ILUSTRACIONES

TABLAS

Tabla 1. Métodos de disposición de residuos de plantas de tratamiento de agua (1971)	3
Tabla 2. Listado de los residuos de plantas de tratamiento de agua según su origen (AWWA, 1990) .	4
Tabla 3. Características físicas de los residuos (AWWA, 1990)	15
Tabla 4. Características de las aguas de lavado	17
Tabla 5. Composición química de residuos provenientes del ablandamiento.....	17
Tabla 6. Rangos típicos de acondicionador utilizado para barros de hidróxido en varios sistemas de deshidratación mecánica (Malmrose y Wolle, 1994)	27
Tabla 7. Alternativas de disposición final de residuos de plantas de potabilización	39

FIGURAS

Figura 1. Intercambio iónico en un lecho mixto.....	9
Figura 2. Espesador por gravedad. Corte transversal	25
Figura 3. Espesador por gravedad. Vista Superior.....	26
Figura 4. Corte de una laguna de secado.....	28
Figura 5. Sección transversal de una playa de secado (U.S. EPA. 1979)	30
Figura 6. Filtro de vacío.....	33
Figura 7. Filtro de bandas	34
Figura 8. Esquema de un filtro prensa	35
Figura 9. Corte de un filtro prensa	36
Figura 10. Esquema de una centrífuga.....	38

1. INTRODUCCIÓN

Hasta hace pocos años, la disposición de los residuos generados en plantas de potabilización de agua, habitualmente se llevaba a cabo en los cursos de agua cercanos a la misma planta. En la actualidad, existe una tendencia creciente a mejorar la operación del sistema potabilizador reduciendo por un lado el consumo de materia prima (menor uso de agua tratada en la planta) y por otro lado minimizando la generación de residuos.

La Gestión de los Residuos de Plantas de Tratamiento de Agua se refiere a las actividades vinculadas con el manejo de estos residuos, las cuales dependen de su origen, cantidad generada y características, así como también de su tipo de tratamiento y disposición final.

1.1. ASPECTOS GENERALES

Desde un punto de vista general, se denomina residuo a un remanente; es decir a aquella porción que permanece después de haberse logrado separar la fracción útil. Por ejemplo, luego de potabilizar el agua que se destina al abastecimiento, quedan componentes considerados como indeseables, que resultan del tratamiento de la misma; estos elementos constituyen los residuos.

Es importante diferenciar la idea de residuo respecto del concepto de desecho, ya que suelen utilizarse como sinónimos. Un desecho es aquello que debe descartarse debido a que no puede obtenerse ningún beneficio de él.

Considerar a todos los residuos de plantas de tratamiento como desechos sería inapropiado, ya que puede ocurrir, que los residuos de un proceso puedan ser utilizados como subproductos en otros, de modo que posean alguna utilidad.

La cantidad, características y naturaleza de los residuos generados en procesos de potabilización dependen de la fuente de agua, de los compuestos químicos utilizados en la potabilización y de los procesos aplicados. El grado de contaminación presente en una fuente de agua es el que determina el tipo e intensidad de tratamiento requerido, así como también la cantidad de residuo que se produce a partir del tratamiento.

1.2. NECESIDAD DEL TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS DE LAS PLANTAS DE POTABILIZACIÓN

Existe una serie de razones, por las cuales es necesario realizar un manejo adecuado de los Residuos de Plantas de Tratamiento. Paralelamente, y acompañando el progresivo interés de la comunidad en el cuidado del ambiente, surge también la necesidad de definir dónde y cómo disponer estos residuos.

Entre los métodos utilizados tradicionalmente se encuentran: disposición en lagunas, estabilización y secado de los sólidos, o descarga directa a un río. Estos métodos fueron prácticamente los únicos empleados hasta que en la década del sesenta, el movimiento

ambientalista produjo un cambio de actitud hacia estos residuos, generando cambios normativos en algunos países europeos y EE.UU.

Muchas veces, el personal vinculado a sistemas de abastecimiento de agua piensan que el vertido directo de materiales residuales de estas plantas a un río es inocuo, alegando, que, en realidad, estos materiales inertes tales como arena fina, limo, y arcilla, están presentes en forma natural en el agua cruda y por lo tanto su vuelco genera un impacto menor, generalmente no detectable salvo por la presencia de compuestos químicos agregados durante el proceso del tratamiento.

Sin embargo, este punto de vista es discutible debido a que el vertido directo de residuos concentrados a un curso de agua, ya sea un río o lago, puede producir y de hecho genera efectos inconvenientes tanto desde los puntos de vista físico, químico y biológico como estético.

Entre algunos de los efectos causados por el vuelco de estos residuos en un curso de agua se encuentra la alteración de la dinámica del curso generada por la formación de depósitos o bancos de lodos, que entorpecen la corriente.

Estos depósitos a su vez, traen aparejado otro efecto, de tipo biológico, ya que pueden recubrir y, por tanto, retrasar el desarrollo de organismos del lecho del río o lago que son una de las fuentes principales de alimentación de los peces, provocando además un perjuicio en el desove y cría de los mismos.

Otro efecto que se puede mencionar es el aumento de la turbiedad y del color de las aguas, no sólo desde el punto de vista estético, debido a la potencial pérdida del lugar como sitio de esparcimiento y recreo, sino porque puede favorecer a que ocurran cambios químicos y biológicos, tales como una menor penetración de la luz con la consecuente disminución de la actividad fotosintética de las plantas acuáticas, o también que las partículas suspendidas puedan brindar un sitio de alojamiento propicio para el desarrollo bacteriano.

En el caso de que los residuos vertidos sean los provenientes del lavado de los filtros de la planta de tratamiento, el efecto que se presenta es la contaminación bacteriana de las aguas receptoras. A veces se subestima este efecto ya que en ciertos casos, el tratamiento de las aguas se inicia con una precloración. Este hecho parecería implicar una mejora en la calidad bacteriana de las aguas empleadas en el lavado ascendente de los filtros, con respecto a la calidad del agua cruda (Aultman y otros, 1966). Por lo tanto, no es común que se efectúen análisis microbiológicos de control de estas aguas de lavado.

Cuando se utiliza carbón activado como medio de control de olores y sabores se puede observar el color intenso y oscuro que imparte este elemento a las aguas de lavado de los filtros. En estos casos, conviene eliminar el carbón agotado antes de descargar las aguas de lavado.

Por otra parte, la presencia de aluminio en los lodos de plantas de tratamiento puede alcanzar una concentración tal, que puede llegar a causar un efecto tóxico sobre los organismos del cuerpo receptor. Existen numerosos trabajos e informes, en donde se registran estudios sobre los efectos de la descarga de lodos que contienen sulfato de aluminio en el medio ambiente (Bishop y otros, 1987), (Robert y Díaz, 1985), (Driscoll y otros, 1980).

Por último, cuando los residuos de plantas potabilizadoras no se descargan en cursos de agua en donde existe una corriente o flujo que ayude a la dispersión del elemento contaminante, sino en un lago o, aguas arriba de ríos tributarios de embalses las consecuencias ambientales se ven seriamente agravadas.

1.3. ANTECEDENTES

Como se ha indicado, durante muchos años el sitio de disposición primaria de los residuos provenientes de plantas de tratamiento de agua fue el río más cercano. Con el paso del tiempo, el desarrollo tecnológico y una reconsideración de las prácticas operativas ambientalmente saludables en muchos países industrializados se han producido cambios realmente importantes en la disposición de estos residuos. En EE.UU. se comenzó mejorando en las técnicas de secado de lodos en los años 1950/60, y se continuó progresando con el incremento del número de plantas de disposición de residuos (AWWA, 1971). En la actualidad, se presentan problemas diferentes como por ejemplo en algunos casos la dificultad de disponer el lodo de estas playas de secado, o bien la aplicación de algunos métodos de tratamiento de agua relativamente novedosos como la aeración para la desorción de compuestos orgánicos volátiles (en inglés air stripping) los cuales generan corrientes gaseosas residuales que es necesario tratar; de igual forma el empleo de los lechos de carbón activado granular para el control de olores y sabores determina la generación de una nueva variedad de residuos no conocidos anteriormente.

Esta situación determina una revisión de los distintos métodos de tratamiento y de disposición de residuos. En la **Tabla 1**, podemos observar cuál era la situación informada por la American Water Works Association con respecto al manejo de estos residuos hacia el año 1971.

En la, podemos observar cuál era la situación informada por la American Water Works Association con respecto al manejo de estos residuos hacia el año 1971.

Método de la disposición	% Plantas
A cursos de agua (arroyos o lagos)	92.4
A pluviales o desagües superficiales	3.5
A cloacas	0.3
A playas de secado de lodos	3.1
A los depósitos municipales, acequias de irrigación, lechos secos, estanque de represas.	0.8

Fuente: American Water Works Associaton, Water Quality and Tratment, McGraw Hill, New York, 1971

Tabla 1. Métodos de disposición de residuos de plantas de tratamiento de agua (1971)

2. CLASIFICACION GENERAL DE LOS RESIDUOS DE LAS PLANTAS DE POTABILIZACIÓN SEGÚN SU ORIGEN

Los residuos producidos por las plantas de tratamiento de agua, tienen dos orígenes diferentes: las sustancias existentes en el agua antes de su tratamiento ya sean éstas solubles o insolubles, y los compuestos químicos utilizados para tratar a la misma.

Cada etapa de tratamiento crea un residuo específico. En la **Tabla 2** se indican las distintos procesos de tratamiento con sus residuos correspondientes.

Procesos de tratamiento	Residuos
Presedimentación	Sólidos
Aeración (Air Stripping)	Liberación de Gases
Coagulación, Floculación y Sedimentación	Lodos*
Filtración	Líquidos con sólidos en suspensión/lodos
Intercambio iónico	Líquidos/soluciones salinas concentradas*
Precipitación Química	Lodos
Procesos de Membranas	Líquidos/soluciones salinas concentradas
Oxidación Química	Ninguno
Procesos de adsorción para compuestos orgánicos	Líquidos con sólidos en suspensión / Sólidos*
Desinfección	Ninguno
Fluoración del agua	Ninguno
Corrosión/ Control de incrustaciones	Ninguno

* Se generan residuos sólidos con incorporación de compuestos químicos

Tabla 2. Listado de los residuos de plantas de tratamiento de agua según su origen (AWWA, 1990)

En la práctica, los residuos provenientes de las plantas de potabilización de agua se originan principalmente como consecuencia de las operaciones de coagulación, floculación y sedimentación así como del lavado ascendente de los filtros y, en menor grado, de la presedimentación del agua sin tratar, del ablandamiento con cal-soda, de la eliminación del hierro y manganeso, de la evacuación de las tierras de diatomeas, del empleo del carbón activado, de los coadyuvantes de coagulación y de la regeneración de las unidades de intercambio iónico. En general, estos residuos son estables o no putrescibles y, por tanto, se retiran o descargan de modo intermitente más que en forma continua.

2.1. RESIDUOS ORIGINADOS EN LA ETAPA DE PRESEDIMENTACIÓN DEL AGUA SIN TRATAR

A menudo, el agua a tratar se extrae de fuentes de agua con un contenido importante de materiales en suspensión. En estos casos se puede recurrir a la presedimentación antes de efectuar la coagulación; de esta manera se logra reducir la acumulación de sólidos en

las unidades de tratamiento siguientes. La composición del material sedimentado en general incluye limos, arcillas, arenas finas y detritus orgánicos de origen vegetal.

2.2. RESIDUOS ORIGINADOS EN LA COAGULACIÓN, FLOCULACIÓN Y SEDIMENTACIÓN

Los lodos provenientes de plantas de tratamiento de agua en los que se ha recurrido a la coagulación, floculación y sedimentación poseen como componentes principales hidróxido de aluminio e hidróxido férrico; así como materiales particulados, tanto de naturaleza orgánica como inorgánica. Algunas experiencias realizadas a escala reducida indican que el volumen de lodo decantado depende directamente de la turbiedad del agua cruda y la dosis de coagulante aplicada, e indirectamente de la compactación del lodo y del tipo de partícula que origina la turbiedad (Ruiz Pérez y otros, 1984).

Cuando la contaminación presente en el agua sin tratar no es muy importante, se observa que la fracción orgánica del residuo es pequeña, y en la mayoría de los casos, estable y no putrescible. De esta manera los residuos de la coagulación pueden acumularse en tanques de sedimentación durante lapsos variables que pueden ir desde algunos días hasta varios meses. La descarga puede realizarse de manera intermitente.

Los materiales arrastrados en el proceso de coagulación son, en su gran mayoría, de tipo inorgánico: arenas finas, limos y arcillas. Se pueden diferenciar los residuos según el tipo de coagulante utilizado:

a) Residuos de la coagulación con sales de aluminio

El sulfato de aluminio es uno de los coagulantes más utilizados en el tratamiento de agua. Los iones trivalentes de aluminio reaccionan con iones oxihidrilo para formar $\text{Al}(\text{OH})_3$, ec. 1. El lodo correspondiente al hidróxido formado es uno de los más difíciles de secar y requiere un procesamiento más prolongado para ser concentrado y deshidratado.



b) Residuos de la coagulación con sales de hierro

Las sales de hierro generan un lodo que casi es tan difícil de secar como el formado por las sales de aluminio. El sulfato ferroso, el sulfato férrico y el cloruro férrico son los coagulantes de utilización más frecuente.

En la reacción química producida, los iones ferrosos se oxidan para formar hidróxido férrico.

Como producto final de la reacción de estos coagulantes se obtiene un residuo con un contenido elevado en hidróxido férrico, el cual es difícil de deshidratar.

c) Residuos obtenidos por la utilización de coadyuvantes de coagulantes químicos

Los coadyuvantes son elementos utilizados para potenciar la acción de los coagulantes químicos en el proceso de tratamiento. Los coadyuvantes más utilizados en el tratamiento de aguas son: sílice activa, bentonita (arcillas) y polielectrolitos.

El uso de polielectrolitos, ya sea como coadyuvantes de coagulación, o por sí solos, genera una reducción en la producción de sólidos. No obstante, si bien la utilización de polielectrolitos orgánicos en la coagulación química posee un campo importante de aplicación, el costo de estos productos determina que su empleo en plantas de tratamiento se encuentre limitado exclusivamente al de agentes coagulantes auxiliares.

Muchas veces, se añaden arcillas como la bentonita y sílice activa en algunas aguas a tratar con escaso contenido natural de sólidos en suspensión, con el objeto de proporcionar la cantidad de partículas cargadas en forma negativa requeridas por la coagulación y pudiendo de esta forma aumentar la densidad de los fangos.

2.3. RESIDUOS ORIGINADOS EN LA FILTRACIÓN

En general, toda planta de tratamiento de agua potable cuenta con un filtro, el cual presenta características acordes con las necesidades del sistema. Para realizar un mantenimiento adecuado de los filtros, éstos deben lavarse o purgarse periódicamente al igual que el resto de los equipos.

En ciertas normativas, como es el caso de la estadounidense, la descarga directa (sin ningún tipo de tratamiento) de los residuos resultantes del lavado de los filtros se encuentra prohibida. En general, lo que se trata de hacer es retener el agua de lavado de los filtros en tanques que permitan la sedimentación de los sólidos retenidos por la unidad descartando el líquido sobrenadante a un curso de agua. De esta manera se evita el reingreso a la fuente de agua de los elementos contaminantes que fueron retenidos por el filtro.

En el lavado de los filtros, se obtiene un gran volumen de agua de lavado con baja concentración de sólidos. El volumen de agua empleado en la operación de lavado es considerable ya que la velocidad utilizada es aproximadamente 10 a 20 veces mayor que la velocidad de filtración. De este modo, la recuperación del agua de lavado resulta una posibilidad alternativa de gran importancia, representando un ahorro significativo en la utilización del recurso agua como así también de los productos químicos utilizados en su tratamiento.

Cuando las fuentes de agua transportan una cantidad importante de sólidos, generalmente se mejora el funcionamiento de la planta instalando una etapa de presedimentación. La eficacia de la etapa de presedimentación de una planta potabilizadora puede evaluarse tomando en cuenta el contenido de sólidos presentes en el agua de lavado de los filtros. A menudo, una fracción sustancial (del orden del 30-40%) de los sólidos totales producidos en la planta de tratamiento de aguas está presente en las aguas de lavado de los filtros. En las plantas de tratamiento por filtración directa, los sólidos se retienen solamente a su paso por la filtración.

La recuperación del agua de lavado debe incluir una etapa de separación de sólidos antes de la devolución del sobrenadante al inicio del tratamiento. Esto se puede lograr de varias maneras:

- Mediante una instalación independiente y pequeña de coagulación, floculación, y sedimentación.
- Mediante lagunas o depósitos de sedimentación.

- Sedimentación en el depósito de agua previo al tratamiento.

La reincorporación directa del agua de lavado a la planta de tratamiento, incluyendo su contenido de sólidos, trae consigo algunas preocupaciones. Por ejemplo, si algún microorganismo patógeno, como un quiste de *Giardia lamblia*, estuviera presente en la masa de sólidos retenida, la recirculación del agua de lavado aportaría una concentración mayor de quistes en el agua que ingresa al filtro; esta situación implicaría un riesgo mayor de pasaje del quiste a través del filtro. La misma situación podría plantearse también para el caso de los virus.

En las plantas potabilizadoras que hayan suspendido la cloración previa a la filtración para reducir la posible formación de trihalometanos, la recirculación del agua de lavado de filtros despierta una preocupación aún mayor si se considera posible la presencia de microorganismos patógenos.

Otros problemas que pueden surgir a raíz de la recuperación del agua de lavado de los filtros son sabor y olor en el agua tratada, o bien la producción de trihalometanos.

Si bien las preocupaciones mencionadas son válidas, y deben tomarse en consideración a la hora de evaluar la posibilidad de reuso del agua de lavado de filtros, debe considerarse también que la práctica de recuperación de agua de lavado de filtros es bastante común en los países industrializados y hasta la fecha no se han registrado datos cuantitativos que fundamenten estas preocupaciones.

Las plantas que practican la recuperación del agua de lavado deben contar con lagunas o depósitos destinados especialmente a la disposición del sobrenadante de la decantación para el caso en que sea necesario descartarlo por algún tipo de problema.

El lodo acumulado se conduce periódicamente a playas de secado y finalmente se traslada a un sitio de disposición final como por ejemplo un relleno sanitario.

2.4. RESIDUOS GENERADOS POR LA UTILIZACIÓN CARBÓN ACTIVADO

Algunas plantas de tratamiento pueden utilizar filtros de carbón activado para mantener un control adecuado de olores y sabores, generalmente causados por el desarrollo de algas. Si bien el costo del carbón activado es relativamente elevado, su utilización puede considerarse viable debido a que las dosificaciones empleadas en esta aplicación son reducidas.

La utilización de carbón activado aporta un porcentaje relativamente pequeño al volumen total de los residuos de la planta de tratamiento de agua. No obstante, si se considera el aporte del carbón activado en términos de demanda química de oxígeno (DQO) estos valores son elevados, de un orden aproximado a los 10.000 mg de oxígeno/L (Russellman, 1968).

2.5. RESIDUOS ORIGINADOS POR INTERCAMBIO IÓNICO

Los intercambiadores iónicos pueden emplearse en forma individual o en serie para tratar aguas naturales con el fin de hacer adecuado el producto obtenido a fines muy diversos. El espectro de aplicaciones va desde operaciones simples de lavado, que sólo necesitan agua que no sea dura, hasta aplicaciones críticas, propias de las industrias química y electrónica, que requieren calidades de agua muy puras, con resistencias eléctricas por encima de 10 megaohms/cm.

Cuando el agua que ingresa al intercambiador iónico contiene cierto grado de turbiedad, cloro libre o materia orgánica, es importante tener en cuenta que será conveniente someterla a un pretratamiento antes de que entre en contacto con las resinas de intercambio.

Entre los distintos métodos de tratamiento por intercambio iónico se encuentran:

Ablandamiento por intercambio de bases

El ablandador de agua de uso doméstico más conocido utiliza un intercambiador de cationes regenerado con sal común. Esta unidad intercambia sodio por calcio y magnesio, de modo que el agua del efluente contiene una dureza que no forma escamas ni interfiere con la acción del jabón u otros limpiadores. La regeneración se lleva a cabo con una solución fuerte de cloruro de sodio (NaCl). El equilibrio se desplaza con el nivel de concentración, de manera que es favorable en ambas etapas.

Intercambio de ion hidrógeno

Las resinas de intercambio catiónico se regeneran también con ácido sulfúrico y ácido clorhídrico. Los iones hidrógeno disponibles para el intercambio interactúan tanto con el sodio como con el calcio y el magnesio, de manera tal que el agua del efluente contiene ácidos. Si existe un alto grado de alcalinidad de carbonatos, el total de sólidos disueltos se reduce mediante el intercambio catiónico seguido de una desgasificación para separar el dióxido de carbono libre. Luego, los aniones restantes se eliminan por intercambio aniónico.

Intercambio de ion hidroxilo o captación de ácido

Las resinas de bases débiles (incluyendo algunas que se clasifican a veces como bases intermedias) actúan como adsorbentes para ácidos fuertes. Por consiguiente, luego de remover los cationes y desgasificar el agua tratada, ésta se puede convertir en agua desionizada, haciéndola pasar por una resina de este tipo. Las resinas aniónicas se regeneran con una solución de hidróxido de sodio (NaOH) o en algunos casos, carbonato de sodio (Na_2CO_3) o hidróxido de amonio (OHNH_4).

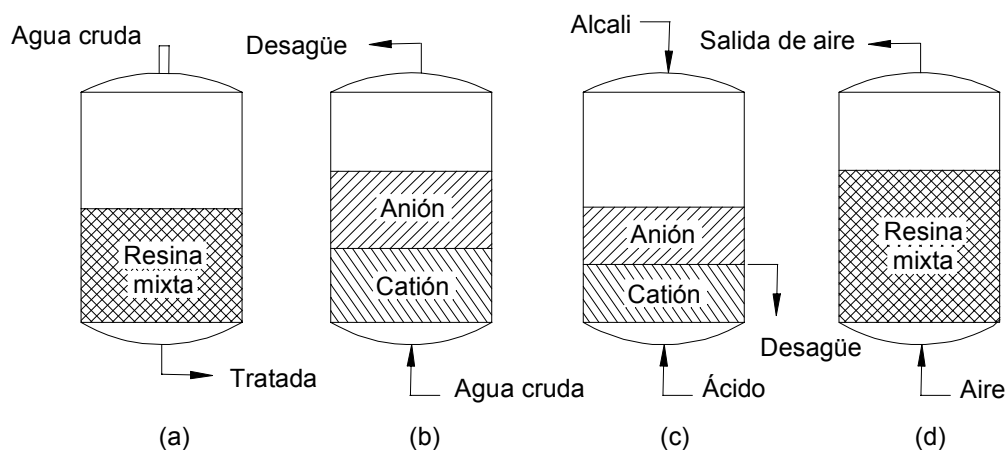
Las resinas de bases débiles se emplean con mayor frecuencia cuando no es esencial tener un alto grado de pureza. Se utilizan también a menudo antes de usar unidades de aniones fuertemente básicos, cuando se desea una mayor eficiencia de regeneración. No obstante, las resinas de bases débiles no pueden eliminar ácidos débiles del agua. Las resinas de bases fuertes en forma de hidróxido neutralizan incluso los ácidos muy débilmente ionizados, como el dióxido de carbono disuelto o la sílice.

Agua desionizada

El agua descationizada que pasa por la forma oxidrilo de resinas aniónicas fuertemente básicas se desioniza por completo, ya que todos los cationes se sustituyen con iones hidrógeno y todos los aniones con iones oxidrilo. Una sola corrida por un intercambiador iónico seguida de un intercambio aniónico de base fuerte deja un residuo pequeño de sólidos disueltos en el agua, casi siempre de 2 a 3 ppm de hidróxido de sodio carbonatado. Por lo común, la sílice se reduce a 0.1 ppm o menos aplicando técnicas especiales que sirven para producir agua de reemplazo para calderas a muy alta presión, a 0.02 ppm o menos. Una pasada por una segunda serie catión-anión reduce más aún las impurezas del agua.

Operación de lechos mixtos

El desionizador de lecho mixto es el método de tratamiento habitualmente empleado cuando se necesita agua ultrapura con una resistencia de un megaohm/cm o mayor. En este caso se tiene dentro de la misma columna una resina de intercambio catiónico y otra de tipo aniónico. Durante el servicio de la unidad o bien durante la etapa de carga las resinas se mezclan perfectamente y, cuando se lleva a cabo la regeneración, el contralavado con flujo ascendente separa a la resina aniónica, más liviana, de la resina catiónica más pesada. En el interior se construye un distribuidor o colector en el plano de interfase entre las dos resinas, de manera que se regeneren por separado sin extraerlas de la columna. En la regeneración simultánea de las dos resinas (**Figura 1**), el álcali fluye en sentido descendente por la resina aniónica y el ácido lo hace en sentido ascendente por la catiónica, y ambas se reúnen en el colector. A continuación, se efectúa un lavado y las resinas se vuelven a mezclar por medio de la inyección de aire. Para lograr una salida de la columna uniforme para la resina, el tanque tiene por lo común una placa plana perforada que sirve como base falsa, cuyas aberturas se cubren por medio de una pantalla que retiene la resina. (Klein y otros, 1964) (Perry y Chilton, 1985).



a)- Período de servicio

b)- Separación de la resina
(contralavado)

c)- Regeneración simultánea.

d)- Período de relavado

Fuente: Manual del Ingeniero Químico, Perry R., 1990

Figura 1. Intercambio iónico en un lecho mixto

A partir de los diferentes tipos de ablandadores de intercambio iónico se generan como residuos soluciones salinas de alta concentración conocidas también como salmueras. Estas salmueras proceden de la regeneración de los ablandadores de intercambio iónico y constituyen una clase especial de residuos característicos del ablandamiento de agua: los que se encuentran en solución acuosa. El volumen del residuo de salmuera puede oscilar entre el 3 y el 10 por ciento del agua tratada, ya que estos valores son función de la dureza del agua cruda y de la modalidad de operación de la unidad de intercambio. La composición de los residuos está dada fundamentalmente por la sal regenerante, habitualmente cloruro de sodio (NaCl), y los iones de calcio y magnesio desplazados de la resina de intercambio.

Residuos provenientes de la eliminación de hierro y manganeso

Para controlar el contenido de hierro y el manganeso en los abastecimientos de agua se pueden utilizar los siguientes métodos:

- Precipitación y filtración.
- Intercambio iónico.
- Estabilización del hierro y manganeso en suspensión.

Cada uno de estos procesos, a su vez, abarca una serie de etapas. La primera incluye una etapa de aeración, detención y filtración (con adición de cloro y/o cal), una oxidación con cloro, dióxido de cloro o permanganato de potasio seguido de una filtración.

Cada una de estas etapas genera residuos, sin embargo su volumen es relativamente pequeño si se lo compara con el volumen de agua tratada. Generalmente para poder retirar a estos dos metales de la solución se los precipita en la forma de óxidos hidratados. El lodo residual de este proceso posee características similares a las del sulfato de aluminio o a los lodos de sales de hierro y su deshidratación es bastante difícil.

2.6. RESIDUOS RESULTANTES DEL ABLANDAMIENTO DE AGUAS POR PRECIPITACIÓN QUÍMICA

A veces es necesario tratar el agua subterránea para eliminar su dureza; este proceso recibe el nombre de ablandamiento. Uno de los métodos de ablandamiento comúnmente utilizado en sistemas de abastecimiento de agua es el de la precipitación química. Este tratamiento puede llevarse a cabo con cal (CaO) y carbonato de sodio (Na_2CO_3), también llamado soda solvay, generando un residuo constituido por carbonato de calcio, hidróxido de magnesio y óxido de calcio sin reaccionar.

El proceso de ablandamiento, generalmente se complementa con una etapa de coagulación, debido a que las propiedades de sedimentación de la fracción coloidal de estos residuos generalmente son deficientes. Después de la coagulación se separa el barro sedimentado, constituido esencialmente por óxidos hidratados de hierro o aluminio.

Por consiguiente, en toda planta de tratamiento de agua en la que se efectúa el proceso de ablandamiento por precipitación se presentan dos tipos de residuos: aquellos extraídos del fondo de los reactores de ablandamiento, que están en una proporción

mayor a los otros, y los precipitados provenientes del fondo de los tanques de sedimentación, donde se efectúa la coagulación.

Los residuos de una planta de ablandamiento de agua por precipitación poseen la característica de ser estables, inertes, con una densidad importante, y además son relativamente puros. En el caso de plantas de tratamiento de gran tamaño, esta última propiedad le confiere a estos residuos la posibilidad de ser recuperados, es decir debido a su pureza, se podría recuperar la cal utilizada a través de un proceso de recalcinación, situación que redundaría en una atractiva reducción de costos.

2.7. RESIDUOS ORIGINADOS EN PROCESOS DE MEMBRANAS

Las tecnologías de Membranas permiten obtener agua potable de calidad superior y de manera más eficiente que los sistemas de tratamiento convencionales. A lo largo de los últimos treinta años se han utilizado diferentes procesos de membranas, tales como los procesos de electrodiálisis (ED) y la ósmosis inversa (OI) para la desalinización del agua, la nanofiltración (NF) para la eliminación de la dureza del agua, y la remoción de los subproductos de la desinfección; la ultrafiltración (UF) y la microfiltración (MF) para la remoción de partículas, microorganismos y materia coloidal, etc.

Por otra parte, actualmente está en desarrollo una serie de nuevas tecnologías para el tratamiento de agua potable mediante la utilización de membranas. Estos métodos consisten en diferentes tratamientos combinados de ultrafiltración/adsorción con carbón activado para la eliminación de microcontaminantes, ultrafiltración/oxidación para eliminar hierro y manganeso, y electrodiálisis o combinación de ultrafiltración/biorreacción para la eliminación de nitratos.

Osmosis Inversa (OI) y Nanofiltración (NF)

Los residuos provenientes de los sistemas de OI y NF se denominan rechazo y constituyen un problema importante para todas estas plantas de potabilización ya que contienen una concentración elevada de sales y otros productos químicos añadidos antes de la filtración a través de la membrana.

Para la disposición final de estos residuos existen cinco técnicas básicas: 1) Descarga por dilución en un cuerpo de agua superficial (técnica más común), 2) Aplicación sobre terreno (posible según la localidad), 3) Descarga en área de sacrificio (opción únicamente para plantas muy pequeñas), 4) Inyección en pozo profundo, y por último, 5) Laguna o poza de evaporación.

Ultrafiltración (UF)

Los residuos generados en las plantas de tratamiento por ultrafiltración UF pueden clasificarse en dos tipos diferentes: los generados con el tratamiento de UF sólo o aquellos provenientes de un tratamiento combinado, como por ejemplo, la adición de carbón activado en polvo.

Contrariamente a los tratamientos de membrana convencionales, los residuos de UF pueden considerarse como residuos limpios, ya que no se agrega ningún residuo

químico, y además los lodos generados son comparables a los obtenidos en un tratamiento convencional.

Microfiltración (MF)

Los residuos originados en las plantas de MF están conformados sólo por aquellos elementos que han sido retirados del agua, siendo éstos principalmente sólidos, microorganismos y cloro, si es que este último se utiliza en el agua de retrolavado, y también, en el caso de haber sido empleados, coagulantes o carbón activado en polvo (CPA).

El método disposición final de estos residuos dependerá de las características del lugar pero básicamente pueden ser: descarga a planta de tratamiento, descarga a un curso de agua superficial, descarga a una laguna o poza de evaporación, aplicación en terreno y por último el reciclado en la fuente de agua cruda o recurso hídrico. Estos métodos de disposición son muy similares tanto para las plantas de UF como para las de MF.

Electrodialisis (ED)

Las plantas de ED se comportan de manera similar a otros procesos de desalinización: por un lado generan agua como producto y por otro lado un residuo constituido por el líquido rechazado por la membrana (rechazo), que contiene en forma concentrada los sólidos disueltos que no pudieron atravesar la membrana. Estos residuos deben disponerse de una manera aceptable desde el punto de vista ambiental para no causar ningún efecto adverso al ambiente ni contaminar las fuentes de agua potable. La cantidad de residuos generada dependerá de la cantidad del agua de alimentación y de las características del proceso de desalinización.

Entre los distintos métodos de disposición de los residuos generados en estas plantas se puede citar:

- Disposición en el mar, más económico siempre que se garantice que la descarga cumple con las normas ambientales vigentes y que no afecta negativamente al medio ambiente.
- Evaporación, método efectivo en zonas mediterráneas donde existe una elevada tasa de evaporación, como por ejemplo en zonas áridas.
- Pozos de agua salada, la existencia de un ambiente de agua salina en pozos naturales o artificiales puede facilitar enormemente la disposición de estos residuos.
- Inyección de pozo profundo, son pozos mucho más profundos que cualquier fuente de agua de la zona con el objeto de evitar cualquier posibilidad de contaminación.
- Procesos avanzados, se utilizan evaporadores-cristalizadores para obtener un residuo seco.

2.8. RESIDUOS ORIGINADOS EN PROCESOS DE TRATAMIENTO OCASIONALES O DISCONTINUOS

A veces, se implementa un proceso por poco tiempo o de manera circunstancial en una planta potabilizadora y éste genera residuos particulares. Las características de los

residuos producidos así como el método de disposición óptimo deben ser determinadas por el tipo de proceso que se haya implementado.

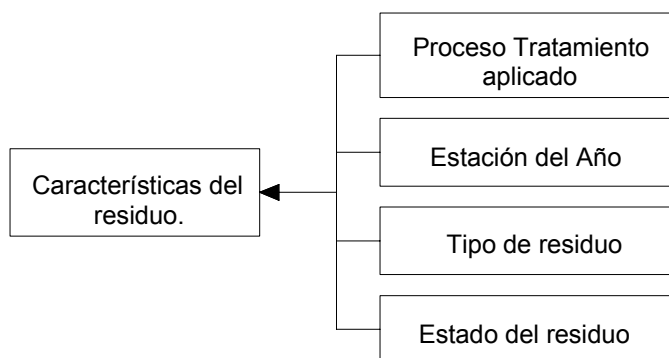
La implementación de un proceso de tratamiento ocasional generalmente se debe al intento de corregir problemas en la calidad del agua, causados por factores estacionales o particulares. Por ejemplo, en muchos sitios de abastecimiento de agua superficial se presentan sabores fuertes y olores que a menudo son el resultado del crecimiento y decaimiento estacional de algas. Para un caso como éste, una de las prácticas aceptadas para la reducción de sabor y olor es la aplicación de carbón activado. Si bien se puede pasar agua a través de un lecho de carbón activado granular, para un tratamiento eventual es más conveniente utilizar carbón activado en polvo. El carbón activado en polvo dosificado al agua sin tratar o bien en puntos alternativos, aparecerá finalmente en el lodo acumulado en el tanque de sedimentación, en el agua de lavado o en ambos puntos. Es decir, que formará parte del residuo total de la planta.

3. CARACTERÍSTICAS DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE POTABILIZACIÓN

3.1. CARACTERÍSTICAS DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE POTABILIZACIÓN

Las características de los residuos provenientes de plantas de potabilización son específicas del proceso de tratamiento aplicado y del momento del año en el cual se han originado. En la **Tabla 3** se pueden observar los distintos procesos de tratamiento, con sus correspondientes residuos y sus características como así también los compuestos químicos empleados.

Los residuos provenientes de plantas de potabilización pueden ser de tipo orgánico o inorgánico, líquidos o sólidos, lo cual determina las características particulares de cada tipo de residuo.



Debido a factores estacionales los residuos de una planta pueden presentar diferentes cambios físicos y/o químicos, aún tratándose de la misma fuente de agua, tratada con los mismos productos químicos. En los casos en que la fuente de suministro de agua es un río, las variaciones estacionales en la calidad de la fuente causan cambios significativos en las características físicas de los residuos.

En este sentido, un ejemplo extremo de lo que podría suceder es el caso ocurrido en el año 1960, en una planta de filtración de agua ubicada en Yorkshire, Inglaterra. Debido a una gran sequía, el nivel del depósito de agua cruda (sin tratamiento) se redujo drásticamente causando un aumento importante en el contenido de materia orgánica, el cual debió ser removido. Esta situación repercutió sobre el funcionamiento normal de los filtros cuya carrera (lapso entre lavados) se vio reducida y también sobre el agua de lavado a contracorriente la cual adoptó un tinte verdoso debido a la alta concentración de materia orgánica suspendida de escasa sedimentabilidad. Como consecuencia, la composición del barro obtenido a partir de la sedimentación del agua de lavado de los filtros no superaba el 0,5 por ciento en sólidos.

Cuando la sequía terminó, la lluvia lavó el fondo de los depósitos de materia orgánica y manganoso, arrastrándolos al curso de agua. A partir de este cambio las carreras del filtro comenzaron a prolongarse inmediatamente y el barro sedimentado alcanzó la inédita composición de 11 por ciento de sólidos (AWWA, 1990).

Proceso de Tratamiento	Productos Químicos Utilizados	Residuo Generado	Apariencia Física		
			Color	Sedimentación	Descripción
<i>Coagulación, floculación y sedimentación</i>					
Aluminio	Sulfato de aluminio	$\text{Al}(\text{OH})_3$	Marrón	Muy poca	Consistencia de chocolate espeso , viscoso, tixotrópico
Sales de hierro	Sales ferrosas o férricas	$\text{Fe}(\text{OH})_3$	Rojo/marrón	Poca	Secas forman terrones duros
Polímeros	Polímeros	Polímeros	No corresponde	Pobre	Depende del polímero
<i>Filtración</i>					
Agua de lavado	--	--	Marrón	Pobre a regular	Aglomeración de flóculos pequeños removidos de la superficie del filtro
<i>Ablandamiento</i>					
Reactor de precipitación	Cal y Soda	CaCO_3 $\text{CaCO}_3 + \text{Mg}(\text{OH})_2$	Blanco* Blanco	Buena Favorable	Los sólidos asentados poseen un aspecto similar a la pasta dentífrica
Reactor Pellet	Cal	CaCO_3	Blanco	Instantáneo	Esferas cristalinas de 1 a 2 mm diámetro
<i>Ablandamiento por intercambio iónico</i>	Resinas	Ácidos o salmueras producto de la regeneración	Claro	No corresponde	Estado líquido, alta concentración de sólidos disueltos totales.
<i>Aeración</i>	Aire para precipitar Hierro y Manganeseo	Compuestos insolubles de Mn y Fe	Rojo/marrón	Buena	Sólidos muy coloreados. Precipitan, se secan y se deshidratan cuarteándose

* Tostado/Marrón si está presente el hierro

Tabla 3. Características físicas de los residuos (AWWA, 1990)

Una de las propiedades físicas características de los lodos de sulfato de aluminio causa complicaciones cuando debe bombearse. Se trata de su naturaleza tixotrópica, esto significa que se comporta como un líquido viscoso y espeso al revolver, pero se torna como una jalea si la agitación cesa. Por otro lado, las condiciones anaeróbicas que se producen en tanques de sedimentación tienen su consecuencia sobre las características del lodo y la calidad de agua tratada. El manganeso y el hierro asociados con el lodo pueden solubilizarse si se desarrollan condiciones anaeróbicas en el manto de lodos del sedimentador (Robert, C. y otros, 1985). Los equipos de limpieza mecánica favorecen las condiciones aeróbicas en el sedimentador si se operan regularmente.

3.2. CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO

Las características físicas y químicas de los residuos de plantas de tratamiento dependen de una serie de factores, entre los cuales, el de mayor importancia es el tipo de proceso de tratamiento del cual provenga.

En el punto 2, “Clasificación de los residuos” se presentó un panorama general acerca de los diferentes residuos originados en los diversos procesos de tratamiento. A continuación se detallan algunas de las características químicas de los residuos indicados:

Residuos de la coagulación floculación y sedimentación con sales de aluminio

Las características de los residuos obtenidos en la coagulación con sales de aluminio dependen del coagulante empleado. El pH de la suspensión es neutro, oscila entre 6 y 8. Como resultado del análisis químico de estos residuos se puede establecer que, en general existe una proporción de 10:1 entre la DQO y la DBO, situación que permite confirmar la estabilidad de la fracción orgánica (Russellmann, 1968).

Residuos de la coagulación floculación y sedimentación con sales de hierro

Las características químicas de estos residuos también dependen del coagulante utilizado. Los sólidos producidos son óxidos férricos hidratados. El pH del agua que se encuentra en contacto con éstos óxidos puede presentar una amplia variación. Debido a que los óxidos férricos son insolubles en una rango de pH más amplio que los óxidos de aluminio, las sales de hierro se emplean con frecuencia en la coagulación posterior al ablandamiento y en la eliminación del color de las aguas blandas. Su empleo en el tratamiento de agua se debe principalmente a factores económicos.

Aguas de lavado de filtros a contracorriente

Entre los residuos sólidos contenidos en las aguas de lavado de filtros a contracorriente, se encuentran óxidos hidratados de aluminio, hierro, manganeso y magnesio, carbonatos de calcio y hierro y silicatos. También puede existir materia orgánica en forma de algas, plancton, bacterias formadoras de limos y carbón activado agotado. El agua de lavado a contracorriente puede contener una proporción mucho mayor de materia orgánica de la que tienen los sólidos procedentes de las unidades de sedimentación, debido a que los filtros de arena rápidos favorecen un importante desarrollo biológico. En la **Tabla 4** pueden observarse algunas características de las aguas de lavado de los filtros a contracorriente.

Planta	Proceso	Dbo ₅ (mg/l)	Dqo (mg/l)	Ph	Sólidos (mg/l)			
					Totales	Volátiles	En suspensión	
							Totales	Volátiles
N° 1	Coagulación c/ aluminio	4,2	28	7,8	121	44	47	31
N° 2	Coagulación c/ aluminio	3,7	75	7,2	378	115	104	53
N° 3	Coagulación c/ aluminio	2,8	160	7,8	166	45	75	40
N° 4	Coagulación c/ aluminio	1,8	--	--	--	--	100	60

Fuente: Russellmann, 1968

Tabla 4. Características de las aguas de lavado

Del análisis de la **Tabla 4**, se puede observar:

- Que la presencia de cantidades pequeñas de materia orgánica relativamente estable responde a valores muy bajos de la DBO₅ y relativamente elevados de la DQO.
- Que en las plantas en que normalmente se utiliza la coagulación con aluminio, tanto las cantidades de los sólidos totales como las de los suspendidos son pequeñas, de aproximadamente 0,01 %.

Residuos procedentes del ablandamiento por precipitación química

Las características químicas de los barros provenientes del ablandamiento de agua dependen de las propiedades iniciales de la fuente de agua y de la concentración de producto químico empleado. En la **Tabla 5** podemos observar la composición de los sólidos procedentes del ablandamiento en tres plantas diferentes (Black, 1949).

Composición	Porcentaje en Peso		
	Planta 1	Planta 2	Planta 3
Carbonato de calcio equivalente (CaCO ₃)	93,0	87,2	88,1
Oxido de calcio (CaO)	52,1	48,8	49,3
Sílice, hierro y óxido de aluminio	1,5	2,6	4,4
Oxido de magnesio (MgO)	2,8	7,0	2,2
Pérdida por combustión en la forma de CO ₂	43,8	38,4	40,2

Fuente: Black, 1949

Tabla 5. Composición química de residuos provenientes del ablandamiento

Es importante aclarar que estos datos nos permiten tener una idea acerca de los diferentes componentes de estos residuos así como de sus proporciones aproximadas, de manera que estos resultados no deben considerarse como típicos, debido a que muchas plantas de ablandamiento producen residuos con proporciones diferentes, como por ejemplo, una cantidad de óxido de magnesio mucho mayor.

Soluciones de salmuera agotada proveniente del proceso de intercambio iónico

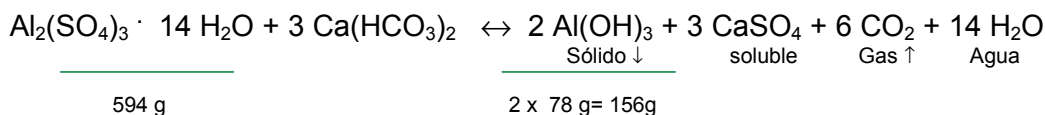
Estos residuos están constituidos principalmente por cloruro sódico (aproximadamente el 50 %), mientras que el resto corresponde a los cloruros de calcio y magnesio.

3.3. CANTIDADES DE RESIDUOS GENERADAS EN PLANTAS DE POTABILIZACIÓN

La cantidad de residuo producida en la forma de sólidos puede estimarse a través de la estequiometría de la reacción química, las que se basan en las ecuaciones de equilibrio químico correspondientes.

Para realizar el cálculo de la cantidad de residuo generada deben tenerse en cuenta los siguientes pasos:

- Identificar todos los sólidos que pueden aparecer como residuo.
- Calcular el residuo resultante a partir de una cantidad dada del compuesto químico utilizado. Para efectuar esto se deben utilizar las ecuaciones químicas y los pesos moleculares de las sustancias involucradas, como por ejemplo, en la siguiente ecuación.



Mediante esta ecuación podemos realizar el cálculo teórico de generación de sólidos. En el lado izquierdo de la ecuación encontramos 594 g de compuesto químico que originan en el término de la derecha de la reacción 156 g de sólidos. Esto puede ser calculado para los diferentes compuestos químicos listados en la **Tabla 3**.

La cantidad de agua contenida en los residuos depende principalmente de la habilidad del operador al lavar el filtro o de la remoción del lodo resultante de la sedimentación. Ambos datos deben informarse y registrarse debidamente.

Resumiendo, cuando se busca llevar adelante una gestión adecuada de los residuos de la planta y se desea controlar la cantidad de residuo generada se debe tener en cuenta que:

- La cantidad del residuo depende del grado de remoción del contaminante.
- Los tipos de tratamientos utilizados para la remoción de contaminantes influyen sobre la cantidad de residuos producidos.
- Las características físicas de los residuos, a veces, pueden controlarse. Por ejemplo, la reducción de la dureza de un agua utilizando cal en el ablandamiento puede ser lograda empleando un proceso de precipitación que permita generar un lodo de carbonato de calcio fino o bien un proceso de reactor pellet, los cuales generarán un residuo cristalino en forma de flóculo de carbonato de calcio de pequeño diámetro.

4. METODOS DE TRATAMIENTO

4.1. ETAPAS DE LA GESTIÓN DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE POTABILIZACIÓN

En los últimos treinta años, el enfoque de la gestión de los residuos de plantas de tratamiento de agua, así como el de los residuos en general, ha variado radicalmente. En un principio, la gestión estaba enfocada principalmente hacia el Tratamiento y Disposición adecuada de los contaminantes. Más tarde, comenzó a hablarse de la Minimización de residuos, es decir evitar o al menos reducir la cantidad de residuos generada en la planta. De este modo se disminuye la necesidad de aplicar procesos de tratamiento de residuos, obteniéndose como beneficio la correspondiente reducción de costos.

En la actualidad se continúa profundizando en la temática de Minimización de residuos, tomando en cuenta la siguiente jerarquía de criterios:

- No generar residuos o bien reducir su cantidad.
- Fomentar la recuperación y el reciclaje, de los compuestos químicos empleados en los distintos procesos de tratamiento.
- Optimizar el tratamiento, eliminación y disposición de los mismos.

4.2. REDUCCIÓN DE LA CANTIDAD DE RESIDUOS

Pueden implementarse varios tipos de medidas para minimizar o reducir la cantidad de residuos generados en una planta de tratamiento de agua. Estas medidas se pueden tomar en las etapas iniciales del proyecto o bien durante la operación posterior del sistema.

4.2.1. Selección de la Fuente de Agua Cruda

En las primeras etapas de la planificación de cualquier proyecto de abastecimiento de agua se debe decidir sobre la fuente elegida y la localización de la toma. Para ello, es necesario realizar un cierto número de análisis sobre la calidad de la/s potencial/es fuente/s de agua a fin de poder llevar a cabo una evaluación de alternativas que permita producir el proyecto más económico. Es importante que en la etapa de selección de una fuente de agua nueva, se analicen cuidadosamente el grado y opciones de tratamiento que dicho recurso requerirá, ya que estos factores repercutirán en la cantidad y calidad de residuos generados y por lo tanto en la relación costo/beneficio del futuro sistema potabilizador.

Cuanto mejor es la calidad de la fuente de agua cruda, menor resulta la cantidad de residuo retirado en la planta de tratamiento. En los países europeos la tendencia es utilizar como fuente el punto del cuerpo de agua donde la calidad es mayor y luego transportar el agua a una planta de tratamiento ubicada entre la toma y la ciudad

(AWWA, 1990). En este caso, la elección del proyectista puede recaer en alguna de estas tres opciones:

- Instalar un acueducto de agua cruda.
- Emplear un acueducto de agua tratada.
- Utilizar parcialmente las dos soluciones anteriores.

Sin embargo, en países muy extendidos habitualmente esta elección no resulta factible ya que, salvo casos particulares, las distancias dilatadas hacen económicamente inviable la instalación de acueductos de traza muy prolongada.

Dentro de las consideraciones necesarias para seleccionar una fuente de agua es necesario tomar en cuenta la calidad de agua tratada que se desea, y estimar la cantidad de materiales o contaminantes a retirar del agua. Como se indicó anteriormente, los contaminantes removidos conformarán la mayor parte del residuo de la planta de potabilización.

Por ejemplo, durante el desarrollo de un campo de pozos de abastecimiento en el norte de Inglaterra, se tomaron muestras de agua en más de 50 perforaciones y 40 pozos. Como consecuencia, se hallaron amplias variaciones del parámetro dureza total que fueron de 155 a 760 mg/l (CaCO_3). La producción combinada de los pozos superaba los 95000 m³/d. Después de calcular la máxima capacidad del campo de pozos y compararla con la demanda potencial requerida por el sistema de distribución, se eligieron los pozos a conectar y, en particular, los que darían mayor producción con mínima remoción de contaminantes. La operación de este campo hizo posible que, en condiciones normales, se necesitara escaso ablandamiento y como consecuencia se produjera una cantidad de residuos menor.

Lo mismo puede afirmarse respecto de los reservorios de agua superficial: a mejor calidad del agua cruda menor necesidad de remoción de contaminantes.

4.2.2. Selección del Proceso

Se requiere cierto grado de experiencia para seleccionar los procesos de tratamiento más convenientes para una fuente de agua dada. A pesar de que ciertos procesos producen agua potable en forma barata, la disposición de los residuos puede costar muchas veces más que el proceso en sí mismo. Es importante tener en cuenta que a menudo una proporción importante del costo total de la planta de potabilización está asociada con la disposición de sus residuos.

El tratamiento en plantas de filtración rápida de aguas superficiales normalmente gira alrededor de la producción de un coágulo firme que decanta en un sedimentador, mientras que los sólidos finos se remueven mediante filtración. Es necesario realizar ensayos de laboratorio para saber qué tipo de coagulante producirá una calidad de agua aceptable con una mínima cantidad de residuo generado. Los polielectrolitos están reemplazando parcialmente a las sales metálicas trivalentes, tales como por ejemplo el sulfato de aluminio, en particular para coagular partículas antes de un proceso de filtración directa. En virtud de su estructura molecular, los polímeros producen menor cantidad de residuos. Cuando los polielectrolitos se emplean como ayudantes de la

coagulación pueden reducir la cantidad de residuos de este proceso ya que en general su empleo favorece la reducción de la dosis del coagulante primario.

4.2.3. Elección de los Compuestos Químicos

Una vez establecido el método de tratamiento, se deben seleccionar los productos químicos a emplear. Además de la eficiencia del tratamiento, el proyectista debe determinar el volumen de los residuos que se generarán en la operación del sistema de tratamiento previsto. En este punto es conveniente recordar que ciertos métodos de tratamiento que utilizan productos químicos específicos pueden resultar muy eficientes desde el punto de vista del agua tratada, sin embargo, la cantidad de residuo generado y el costo asociado a su tratamiento y disposición puede tener un impacto importante sobre el costo operativo del proceso y su aplicabilidad en términos generales.

4.3. MÉTODOS DE RECUPERACIÓN

La cantidad de residuos generados en una planta de potabilización puede reducirse mediante la recuperación de algunos de sus componentes. La selección del proceso de tratamiento tiene importancia cuando se decide implementar esta recuperación. Por ejemplo, la recuperación de aluminio es posible, mientras que la de los polielectrolitos no es factible.

El costo de recuperación es una consideración muy importante y debe ser cuidadosamente evaluado cuando se piensa en este proceso. En principio, desde el punto de vista de los costos directos, se debe realizar una comparación entre el costo de recuperación más el costo de aplicar nuevamente el producto químico recuperado, versus el costo de otro producto químico que no requiera recuperación más el costo de su disposición como parte de los lodos.

4.3.1. Recuperación del Hierro y Aluminio

El costo de las sales férricas es normalmente bajo porque se obtienen como subproductos de otras industrias, por este motivo, la recuperación del hierro, aunque factible, no se ha profundizado.

En el caso del sulfato de aluminio, generalmente más costoso que el hierro, se han investigado procesos de recuperación durante muchos años. Algunas de estas investigaciones fueron realizadas en Inglaterra (Isaacs y Vahidi, 1961) y otras en Tampa, Florida (Roberts y Roddy, 1960).

El sulfato de hierro o aluminio pueden recuperarse tratándolos con ácido sulfúrico de acuerdo con las siguientes reacciones:



En los estudios realizados en la planta de tratamiento de aguas de Tampa (Florida) se recuperaron los residuos de sulfato de aluminio. Debido a las características operativas de dicha planta se presentaban condiciones especialmente favorables debido a las grandes dosificaciones de aluminio empleadas en la eliminación del color (50 a 100 mg de sulfato de aluminio/L).

Teniendo en cuenta que la concentración de los sólidos retirados del tanque de sedimentación varía entre 0,05-0,2 %, los ensayos de espesamiento permitieron obtener una concentración de sólidos del 1%. Este concentrado fue tratado con ácido sulfúrico obteniendo el equivalente a una solución al 2,5 % de sulfato de aluminio comercial.

Como resultado de los estudios realizados a escala piloto, se preveía un ahorro de 3,10 dólares por cada 1000 m³ de agua tratada con el sulfato de aluminio recuperado. Sin embargo, la alternativa de recuperar el sulfato de aluminio fue abandonada, debido a que se fue incrementando la recuperación de los materiales orgánicos y coloreados adsorbidos junto con el sulfato de aluminio, así como la necesidad de aplicar un proceso intermitente de ablandamiento con cal.

4.3.2. Recirculación y Reutilización del Agua Proveniente del Lavado de los Filtros

La recirculación y reutilización de las aguas de lavado de los filtros se considera como una operación que contribuye a mejorar la economía de la planta. No obstante, esta alternativa debe analizarse cuidadosamente ya que también puede presentar ciertas desventajas, como por ejemplo favorecer el desarrollo de plancton, la mayor acumulación de sólidos en los tanques de sedimentación. Además surge la necesidad de coordinar las operaciones de contralavado del filtro con el reciclado.

La recirculación directa del agua de contralavado de los filtros no es una práctica adecuada en todas las situaciones ya que el retorno del agua de lavado puede someter a la planta a una carga de sólidos relativamente desproporcionada con respecto al valor del agua ahorrada, a no ser que ésta sea tratada antes de ser devuelta. Por lo tanto, se considera necesario coagular y sedimentar el agua de contralavado antes de su reciclado.

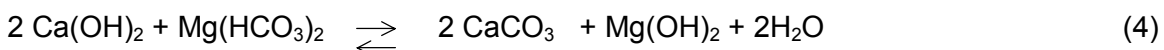
4.3.3. Recalcinación de los Residuos Originados en el Proceso de Ablandamiento con Cal

A fin de recordar las reacciones químicas involucradas en el proceso de ablandamiento con cal, se incluirán las ecuaciones más importantes:

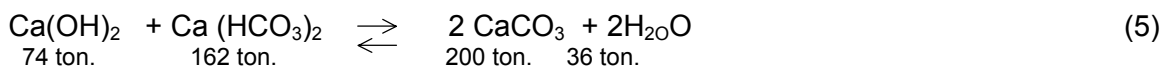
Con el CO₂:



Ante la dureza del magnesio:



Ante la dureza de calcio (la más significativa):



La recalcinación del CaCO_3 puede llevarse a cabo de acuerdo con la ecuación:



El CaO reacciona entonces con el H_2O :



Debido a que el ablandamiento con cal genera una producción neta de sólidos, su recuperación puede ser orientada de forma de producir una cantidad de cal viva mayor que la requerida para el ablandamiento. Esto puede ocurrir debido a que parte de la cal recuperada proviene de la dureza de calcio retirada del agua. La aparición de magnesio en la cal recuperada puede producir problemas que deben evitarse, ya sea modificando el proceso de ablandamiento o bien separando físicamente el óxido de magnesio hidratado y los sólidos por centrifugación (Doe, 1967).

La Calcinación pueden efectuarse en dos tipos de hornos: uno horizontal y el otro vertical. El horno horizontal es rotatorio y moviliza mucha tierra, situación que lo hace antiestético, sin embargo, es comparativamente más seguro. El horno vertical puede incorporarse fácilmente a un edificio porque requiere un espacio relativamente pequeño, pero debido a que no es rotatorio, a menudo surgen dificultades asociadas a la generación de cal con la forma de flóculos ó gránulos.

Generalmente las plantas de calcinación de cal constan de los siguientes elementos:

- I. Equipos de recarbonatación, que aprovechan los gases de chimenea con 15-27 % de CO_2 para redissolver el óxido de magnesio.
- II. Espesadores y mezcladores de lodos, que pueden aumentar la concentración de sólidos hasta el 20-30 % en peso.
- III. Centrífugas o filtros de vacío para eliminar del 45-65 % del agua y obtener un residuo sólido seco.
- IV. Secadores instantáneos y separadores de ciclón, que utilizan los gases residuales del recalcinador.
- V. Hornos rotatorios o recalcinadores de lecho fluidizado en los que el CaCO_3 se convierte en CaO a temperaturas del orden de los 870 a 1100° C.

En resumen, la recuperación del carbonato o del óxido de calcio a partir de los residuos de ablandamiento con cal es beneficiosa, principalmente cuando se trata de instalaciones de gran tamaño. En plantas pequeñas, la recuperación de la cal podría ser interesante, pero no es la mejor solución del problema de la evacuación de fangos.

4.4. MÉTODOS DE TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS

Los sólidos retenidos en los procesos de tratamiento de desarenado, ablandamiento, sedimentación y filtración deben recolectarse y concentrarse antes de su transporte al sitio de disposición. El grado de humedad, o dicho de otro modo, el contenido de sólidos que debe tener el lodo depende de la alternativa de disposición seleccionada. Al incrementar la concentración de sólidos en el lodo éste puede pasar sucesivamente por las etapas de espesamiento, deshidratación y secado.

El espesamiento es un tratamiento que permite incrementar la concentración del contenido de sólidos de un lodo residual, reduciendo su volumen. Este método se aplica antes de la disposición del lodo o bien como método de preparación antes de un tratamiento posterior. La deshidratación se asemeja al espesamiento en el hecho de que implica la separación y concentración de sólidos a fin de minimizar el volumen de residuos a disponer; sin embargo, en general se habla de deshidratación cuando se incrementa el contenido de sólidos en el residuo por encima del 8 %, ubicándose el rango típico entre 10 y 20 %. Por su parte, el secado continúa la línea del espesamiento y/o la deshidratación y se diferencia en que el contenido de sólidos en el residuo aumenta por encima del 35% como consecuencia de esta operación.

4.4.1. *Espesamiento Gravitatorios de Lodos*

La mayoría de los lodos deben espesarse luego de ser retirados de la unidad en que se producen. El espesamiento tiene como principal interés económico la reducción del volumen, lo cual permite la utilización de unidades de deshidratación de menor tamaño. Por otra parte, algunos sistemas de deshidratación funcionan en forma más eficiente al ser alimentados con concentraciones de sólidos mayores. Otra ventaja es que los tanques de espesamiento también pueden servir como tanques de compensación que proporcionan una alimentación uniforme a las unidades de secado posteriores.

En el tratamiento de aguas, la forma más habitual de efectuar el espesamiento de los residuos de las plantas de potabilización es la sedimentación por gravedad. Naturalmente, este método funciona solamente para residuos con una densidad superior a 1, requiriendo en muchas oportunidades algún acondicionamiento coagulación mediante un proceso adicional previo y floculación.

Los espesadores gravitatorios generalmente se construyen de hormigón, aunque pueden encontrarse unidades pequeñas construidas de acero. Consisten en un tanque circular con un mecanismo barredor de fondo (**Figura 2** y **Figura 3**) o también, con una tolva para lodos. Estos tanques pueden operarse en forma continua o discontinua. En los espesadores de flujo continuo, generalmente el ingreso de los lodos se produce cerca del centro del tanque y se distribuye radialmente. El agua separada sale de la unidad a través de un vertedero lateral y el lodo espesado se retira por el fondo. El mecanismo barredor se ubica en el fondo del tanque y rota lentamente. Este movimiento dirige el lodo hacia la tolva de descarga ubicada cerca del centro del tanque. Generalmente el fondo del tanque es cónico, con una pendiente que puede variar entre 10 y 20% para facilitar el desplazamiento del lodo espesado hacia la tolva de salida.

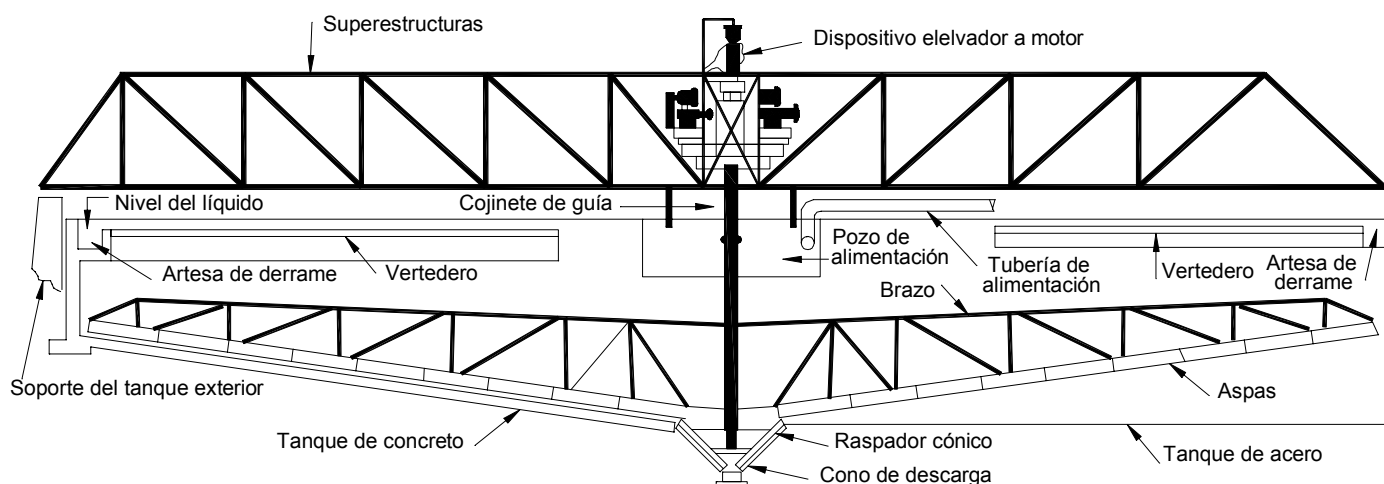
Los tanques operados en forma discontinua, normalmente están equipados con tolvas en el fondo. La unidad recibe el lodo que fluye desde el sedimentador hasta que se completa la capacidad del tanque. Luego de un período de decantación, se utiliza una tubería

telescópica para remover los líquidos sobrenadantes. A medida que los sólidos decantan, la tubería se hace descender en forma continua hasta alcanzar la máxima concentración deseada, o bien hasta alcanzar el nivel en que los lodos no se espesan más. Los lodos espesados se bombean desde las tolvas del fondo de la unidad hacia un tratamiento o disposición posterior.

Generalmente cuando se espesan los lodos originados por coagulantes metálicos se alcanzan concentraciones de sólidos relativamente bajas, del orden del 1 al 3%; aún operando el espesador con cargas superficiales de sólidos tan bajas como $20 \text{ kg/m}^2\cdot\text{día}$. La carga superficial de sólidos es un parámetro de diseño del espesador que indica la masa de sólidos que ingresa al equipo por unidad de superficie y de tiempo. No obstante, debe tenerse en cuenta que el grado de espesamiento lográble con el lodo tratado depende también en gran medida de la relación entre los sólidos originados por el mismo coagulante metálico y los sólidos suspendidos en el agua tratada. Por ejemplo, cuando la proporción de sólidos en el agua cruda es alta pueden lograrse en el lodo concentraciones en el rango de 5 a 30% de sólidos.

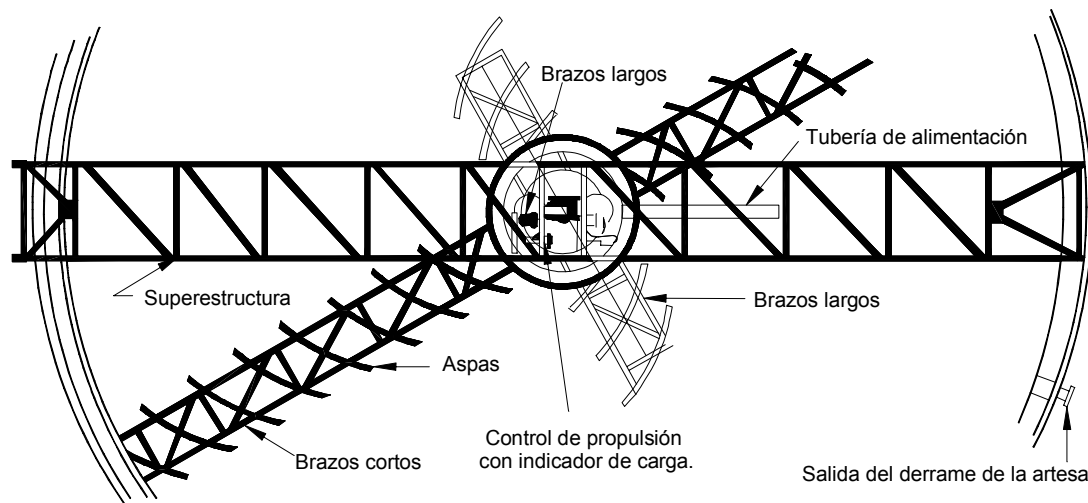
Por otra parte, una propiedad destacable de los carbonatos sólidos residuales producidos en el proceso de ablandamiento es que sedimentan con gran velocidad. Se pueden alcanzar lodos espesados con concentraciones de sólidos en el rango de 15 a 30 % operando con cargas de sólidos entre 100 y 200 $\text{kg SST/m}^2\cdot\text{día}$. (EPA, 1996)

La decisión de adoptar espesadores continuos o discontinuos y su diseño se basa en la experiencia previa de instalaciones de tamaño similar o en ensayos de laboratorio (Cornwell, 1987). Las pruebas piloto de los espesadores a pequeña escala resultan muy difíciles de operar y los resultados que se obtienen no siempre son representativos del comportamiento de las unidades a escala real.



Fuente: Manual del Ingeniero Químico, Perry Robert, 1990, vol 5

Figura 2. Espesador por gravedad. Corte transversal



Fuente: Manual del Ingeniero Químico, Perry Robert, 1990, vol 5

Figura 3. Espesador por gravedad. Vista Superior

4.4.2. *Espesamiento por Flotación*

El espesamiento por flotación es una alternativa para el manejo de residuos de baja densidad o bien con alta proporción de coagulantes metálicos. Entre las ventajas de esta alternativa se incluye una menor sensibilidad a las variaciones en la concentración de sólidos y/o del caudal de alimentación. Asimismo, este sistema permite manejar los barros con una proporción de hidróxidos superior al 40 % en peso. Se utilizan los sistemas de flotación descritos en el Capítulo correspondiente de las presentes Fundamentaciones, que comprenden: flotación por aire disuelto, flotación por aire disperso o bien flotación por vacío.

En la flotación por aire disuelto, la separación de los sólidos se produce con la ayuda de pequeñas burbujas de aire del orden de 100 μm que se desprenden hacia la fase gaseosa luego de haber sobresaturado el agua a presión. Cuando se utiliza la flotación por aire disperso se emplean burbujas grandes, con diámetros en el rango de 500 a 1000 μm , dispersas en la solución por medio de un mezclador o un material poroso. La flotación por vacío utiliza el mismo principio que la flotación por aire disuelto, produciendo la sobresaturación del agua mediante vacío.

Generalmente en este sistema se utiliza un esquema con recirculación. Se presuriza una corriente de agua tratada libre de sólidos la cual, luego de ser saturada, se mezcla con la corriente de barros a espesar antes de su introducción en la cámara de flotación. De este modo se minimiza el efecto de corte sobre los flóculos del lodo, lo cual es muy importante cuando se espesan lodos de hidróxidos.

Algunas instalaciones europeas han conseguido contenidos de sólidos de entre 3 y 4% con lodos de hidróxidos utilizando cargas superficiales de sólidos de entre 2 y 5 kg SST/ $\text{m}^2\cdot\text{hr}$. Análogamente a lo indicado para los espesadores gravitatorios, la carga superficial de sólidos es un parámetro de diseño del equipo de flotación que indica la masa de sólidos que puede ingresar al mismo por unidad de superficie y de tiempo. Las

cargas hidráulicas informadas para las unidades de flotación por aire disuelto son inferiores a los $5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr}$ (EPA, 1996).

4.4.3. Acondicionamiento de Lodos

El acondicionamiento es una etapa del procesamiento de lodos que se aplica con el objetivo de favorecer la separación de los sólidos optimizando el proceso de deshidratación. Este tratamiento puede llevarse a cabo mediante procedimientos físicos o químicos.

El acondicionamiento químico se emplea en la mayoría de los sistemas de espesamiento y deshidratación mecánica y se basa en la utilización de cloruro férrico, cal o algún polielectrolito. El tipo de acondicionador químico y la dosis a emplear varían de acuerdo con la calidad del agua cruda, los coagulantes empleados en el tratamiento del agua, el pretratamiento, la concentración de sólidos deseada y el sistema de espesamiento y deshidratación empleado. En la **Tabla 6** se presentan los rangos de concentraciones de acondicionadores típicamente empleados en barros de hidróxidos para sistemas de deshidratación mecánicos.

También pueden emplearse procedimientos físicos de acondicionamiento como por ejemplo la formación de precapa con aditivos no reactivos como es el caso de las tierras diatomeas. La utilización sucesiva de congelamiento y descongelamiento del lodo ya sea en condiciones naturales para climas fríos o mediante equipos mecánicos contribuyen a su deshidratación. Asimismo, cuando el lodo contiene una alta proporción de materia orgánica, el acondicionamiento térmico a alta temperatura (180 a 200°C) y presión (18 a 30 atmósferas) también favorece su deshidratación (EPA, 1996).

	Filtro Prensa	Centrífuga	Filtro de bandas
Precapa con tierras diatomeas	0.3 kg/m^2	---	---
Cal	10 – 30 %	---	---
Cloruro férrico	1,8 – 2,7	---	0,5 – 1,4
Polielectrolito	1,4 – 2,7	0,9 – 1,8	0,9 – 3,6

Nota: Todos los valores están expresados en kg/tonelada de sólidos secos a menos que se indique lo contrario.

Tabla 6. Rangos típicos de acondicionador utilizado para barros de hidróxido en varios sistemas de deshidratación mecánica (Malmrose y Wolle, 1994)

4.4.4. Deshidratación de Lodos

La deshidratación de lodos puede llevarse a cabo por medios naturales o por equipamiento mecánico. La deshidratación natural incluye los mecanismos de evaporación natural, percolación y drenaje del líquido libre. La mayor parte de los sistemas de secado natural de lodos fueron desarrollados para la deshidratación de los barros producidos por las plantas depuradoras de aguas residuales. En general estos sistemas son más sencillos y fáciles de operar que los sistemas mecánicos. Sin embargo, requieren mayor disponibilidad de terreno, dependen de las condiciones climáticas y

necesitan mucha mano de obra para su operación. La eficiencia de los sistemas naturales de secado de lodos está directamente relacionada con las condiciones climáticas predominantes, el tipo de barro a deshidratar, los acondicionadores químicos empleados así como los materiales empleados en la construcción de los lechos de secado.

4.4.4.1. Lagunas de Secado

Este método es uno de los más difundidos mundialmente para la disposición de lodos de plantas de potabilización. Las lagunas pueden emplearse para el almacenamiento, el espesamiento, la deshidratación o el secado de lodos. En algunos casos, especialmente cuando el secado frecuente de residuos ha llevado a la colmatación de la laguna, se prefiere destinar la misma a la disposición final de los residuos en lugar de retirar los residuos deshidratados.

Cuando se dispone de superficies amplias y utilizables, localizadas en zonas que no interfieren con la población cercana y que presentan condiciones climáticas favorables, la disposición en una laguna es habitualmente la solución más económica, al menos, considerando una solución de corto plazo. Básicamente, el sistema de enlagunado consiste en descargar lodos a un gran reservorio de agua donde los sólidos sedimentan y quedan retenidos en el fondo por un período prolongado. Los mecanismos que intervienen en la separación de los sólidos del líquido son la sedimentación y la compresión. La evaporación también participa en la separación de los sólidos si éstos quedan retenidos en la laguna durante un lapso muy prolongado.

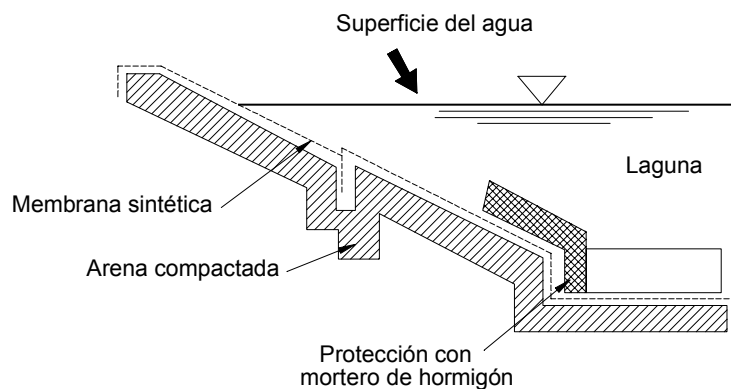


Figura 4. Corte de una laguna de secado

La laguna tradicional consiste en una extensa depresión del terreno generalmente excavada. La profundidad de las lagunas puede variar entre 1,5 y 6 metros con una superficie entre 0,25 y 6 Ha (Cornwell y otros, 1987). Sin embargo, dependiendo de las características del residuo y del lugar, la comunicación entre la laguna y la capa freática podría conducir a la incorporación de metales como hierro y aluminio en el agua subterránea, pudiéndose producir concentraciones locales que afecten la calidad del agua subterránea. Por ello, actualmente la normativa tendiente a prevenir la contaminación de las aguas subterráneas ha modificado algunos criterios de diseño de estas lagunas. Por ejemplo, se tiende al requerimiento de membranas impermeables

(polietileno de alta densidad), la instalación de sistemas para evitar el percolado como se muestra en la **Figura 4** así como también la implementación de pozos de monitoreo para verificar si existe algún impacto sobre la calidad del agua subterránea.

Dependiendo del clima, este sistema utiliza uno de los siguientes procesos naturales para deshidratar los lodos:

- En climas calurosos y áridos el lodo se seca al sol.
- En climas fríos, con períodos largos de heladas, el proceso de secado se ve favorecido por los sucesivos congelamientos y descongelamientos del barro.

En las zonas cálidas, la superficie del lodo se seca y resquebraja hasta formar una capa superficial de unos 0,50 a 0,60 m. Una vez deshidratado, el sedimento puede retirarse con la ayuda de máquinas cargadoras frontales para su disposición final en un relleno sanitario. En zonas donde la temperatura es cálida y la humedad baja, se producirá un lodo con escaso contenido de humedad en un tiempo relativamente corto. El tiempo de secado es diferente para cada lugar y depende principalmente de las condiciones climáticas predominantes.

En zonas más frías, los períodos de congelamiento y deshielo convierten el lodo en un material fino con una textura semejante a la de los granos de café (Doe y otros, 1965) (Logsdon y Edgerley, 1971). Es importante tener en cuenta que si bien este método requiere una inversión inicial baja, luego debe utilizarse equipo mecánico para remover los sólidos deshidratados, los cuales se deben disponer en un relleno sanitario. Indudablemente, este método es una de las alternativas más simples y económicas para disponer los lodos precipitados que contienen sulfato de aluminio y los residuos generados en el proceso de ablandamiento del agua, siempre que se disponga de amplias superficies de bajo costo y clima adecuado.

La eficiencia de las lagunas en la concentración de sólidos depende del método de operación. Para sólidos de hidróxido metálico retenidos en una laguna durante 1 a 3 meses, operando la laguna con el máximo nivel de agua sin ayuda de ningún otro mecanismo natural de deshidratación, los sólidos pueden alcanzar una concentración entre 6 y 10%. Sin embargo, para lodos de cal puede lograrse una concentración entre 20 y 30% para las mismas condiciones. Algunas instalaciones han conseguido aumentar la concentración de sólidos del lodo al 50% suspendiendo el ingreso de alimentación a la laguna y permitiendo la evaporación del líquido durante un lapso superior al año (EPA, 1996).

Resumiendo, en circunstancias adecuadas, la utilización de una laguna de secado es un método de deshidratación satisfactorio y económico. En vista del costo de la tierra debe hacerse una cuidadosa distinción entre la utilización de lagunas de secado y un simple sitio de vertido y disposición de residuos. Algunos residuos con sulfato de aluminio o hierro nunca se espesan más allá de un 8 o 9% de sólidos, aún después de mucho tiempo de estar dispuestos en una laguna, luego de lo cual una laguna deja de ser útil como una instalación para la deshidratación de barros y comienza a funcionar simplemente como un sitio de disposición de residuos.

4.4.4.2. Playas de Secado

Las playas de secado son muy utilizadas en la deshidratación de residuos de plantas potabilizadoras. El secado del barro tiene lugar por los mecanismos de filtración y

evaporación. Una vez vertida la suspensión de residuos en el lecho de secado, el agua libre alojada en los espacios entre partículas del barro escurre por gravedad a través del manto de arena. Esta operación generalmente demanda varios días y concluye cuando la mayor parte del agua libre ha sido drenada o bien cuando las partículas de barro han colmatado el lecho filtrante de arena. Posteriormente, la humedad del barro se reduce por evaporación. En plantas pequeñas ubicadas en zonas con condiciones climáticas adversas, estas playas suelen cubrirse. La **Figura 5** muestra un esquema de una playa de secado con lecho de arena.

Las playas de secado son más eficientes en la deshidratación de barros generados por la adición de cal que en el secado de barros originados en la coagulación, floculación y sedimentación con sales de aluminio. En cualquier caso, el acondicionamiento del barro antes de su vertido en la playa ayuda al proceso de deshidratación.

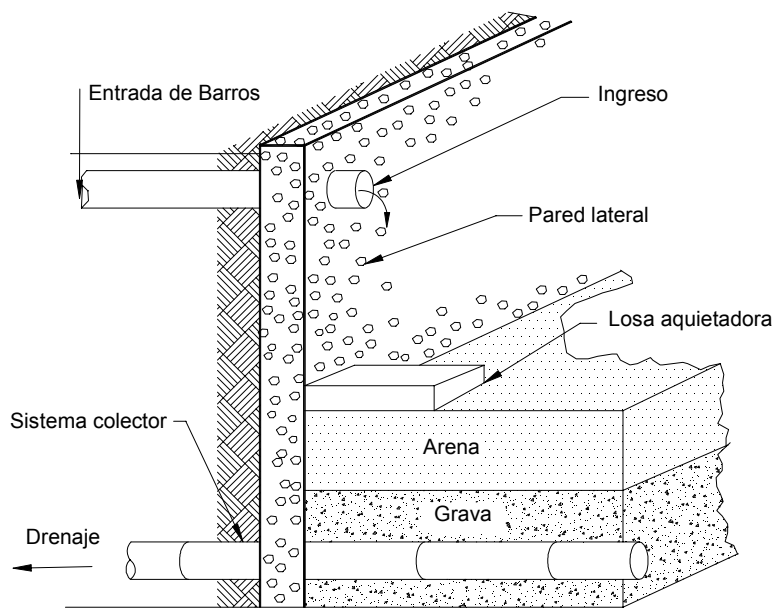


Figura 5. Sección transversal de una playa de secado (U.S. EPA. 1979)

Los principales factores a tener en cuenta cuando se diseña una playa de secado son:

- Humedad residual requerida.
- Concentración de sólidos en el barro aplicado a la playa de secado.
- Tipo de residuos aplicado (con contenido de cal o sulfato de aluminio).
- Velocidad de filtración y de evaporación.

La humedad requerida en el residuo deshidratado depende de las normas impuestas por el sitio de disposición final. Por otra parte, la cantidad de agua que se puede separar por filtración depende en gran medida del tipo de barro aplicado al lecho de secado mientras que la velocidad de evaporación está vinculada a las condiciones climáticas locales y a las características químicas de la superficie de los sólidos que constituyen el barro.

Con respecto a la evaporación, es conveniente recabar información en los servicios meteorológicos locales. Sin embargo, es importante tener en cuenta que generalmente se forma una capa de barro seca en la superficie, dificultando el secado de las capas inferiores; por lo tanto, los índices de evaporación efectivos son inferiores a los registrados por las estaciones meteorológicas. Una vez que la capa de barro de la superficie se resquebraja, la evaporación alcanza a las capas inferiores del barro.

Como es lógico, cuanto más fina es la capa de barro a secar, más rápidamente se deshidrata. Sin embargo, trabajar con láminas de barro muy delgadas tiene el inconveniente de aumentar la pérdida de arena y el costo de mano de obra por kilogramo de barro deshidratado. El diseño eficiente de la playa de secado implica la compatibilización entre la máxima carga de sólidos posible por unidad de superficie con el menor número de ciclos de secado para minimizar el costo operativo.

En la bibliografía se encuentran referencias (AWWA, 1990) sobre el ensayo de lechos de secado asistidos por vacío diseñados para deshidratar residuos en lechos de escasa profundidad. El piso de cada lecho está compuesto por placas rígidas porosas; al aplicar vacío debajo de las placas, el agua libre escurre y se extrae del lodo. Los ensayos de laboratorio de este método de deshidratación aplicado a muestras de barro que contenían sulfato de aluminio indicaron que el sistema podría ser eficiente para desecar barros acondicionados con polielectrolitos (White, 1984). Durante los ensayos se alcanzaron concentraciones sólidas de 13-14% luego de un ciclo de 22 horas. La ventaja de esta alternativa de deshidratación reside en que es un método con costos de instalación y operación relativamente bajos. Sin embargo, presenta como inconveniente un contenido de humedad residual relativamente alto como para disponer directamente el barro tratado en un relleno sanitario municipal.

Por otra parte, desde el punto de vista operativo, es esencial el correcto acondicionamiento del barro antes de su tratamiento; en caso contrario, se pueden producir problemas de colmatación de las placas porosas que constituyen el fondo del lecho filtrante. La limpieza de las placas es crítica para mantener su porosidad y la eficiencia del sistema.

4.4.4.3. Congelamiento y Descongelamiento

Los lodos provenientes de la coagulación, floculación y sedimentación con sulfato de aluminio presentan una contextura gelatinosa muy difícil de deshidratar. Congelando y descongelando estos lodos es posible liberar el agua ligada de modo que la consistencia del barro cambia a un tipo de material más granular, el cual es mucho más fácil de deshidratar. Esta técnica de tratamiento es considerada una de las alternativas con resultados más satisfactorios para lograr la deshidratación de un barro gelatinoso del cual se quiere recuperar el coagulante utilizado o alcanzar una humedad tal que permita ser dispuesto en un relleno sanitario.

El proceso de deshidratación por congelamiento y descongelamiento obedece el siguiente mecanismo: la naturaleza coloidal del lodo se rompe al comenzar el congelamiento, cuando se forman cristales puros de hielo. A medida que estos cristales incrementan su tamaño, deshidratan el lodo, y al comenzar a unirse aprisionan las partículas con mayor concentración de sólidos; estas partículas están sujetas a una tremenda presión producida por el hielo y se convierten en pequeños gránulos que aparecen durante el deshielo. En la literatura técnica existen trabajos en los que se

discuten con profundidad aspectos del mecanismo de congelamiento (Logsdon y Edgerley, 1971).

El sistema de congelamiento natural fue utilizado por primera vez en Copenhague, donde la reducción de volumen se produjo en varias de las 16 lagunas instaladas, al congelarse en invierno y descongelarse en primavera. El método puede emplearse en sistemas abiertos como lagunas o playas de secado para regiones donde se prevé un período largo de heladas durante el invierno. El punto crítico de este método de deshidratación es asegurarse de que toda la masa de barro se ha congelado completamente antes de aplicar la siguiente capa de lodo. La forma más simple de verificar esto es ensayar manualmente la masa de barro congelado con una pequeña hacha o lanza.

El congelamiento y descongelamiento también puede lograrse por medios mecánicos, si la energía es barata. El cambio en la apariencia física de los lodos es notable, transformándose de un líquido espeso viscoso a un líquido claro con una pequeña cantidad de sólidos semejantes a granos de café. La limpieza del proceso y la facilidad de transportar los granos resultantes a los rellenos son unas de las principales ventajas.

4.4.4.4. Filtración al Vacío

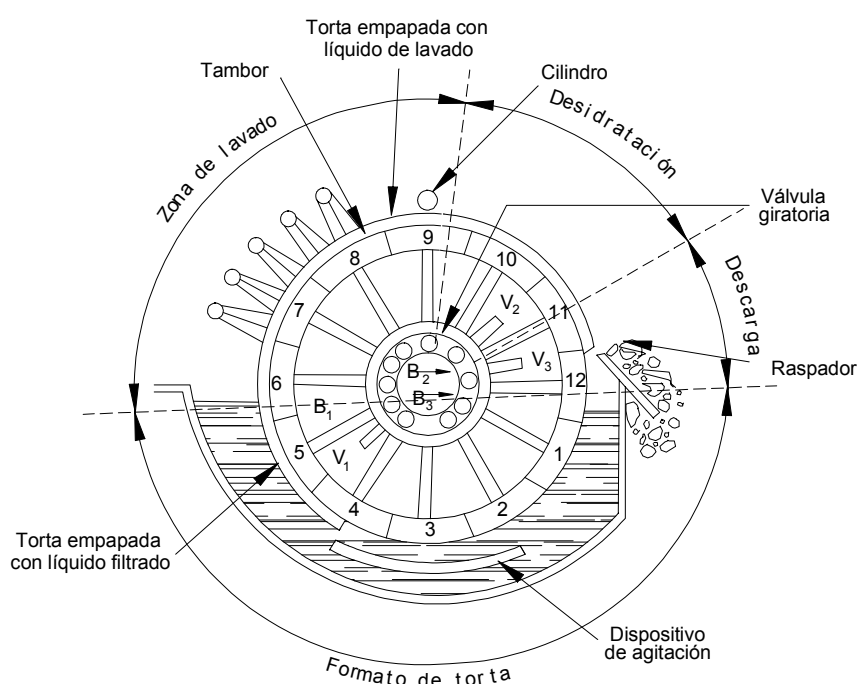
Existen varios tipos de filtros al vacío. Todos ellos están sujetos a la misma limitación: la máxima diferencia de presión teórica que puede ser aplicada es la atmosférica, o sea 103 kPa. En la práctica se alcanza una presión de unos 70 kPa.

El equipo consiste en un tambor horizontal cilíndrico que rota parcialmente sumergido en un tanque de lodo, el cual suele estar acondicionado mediante el agregado de un coagulante o algún elemento formador de precapa sobre la tela filtrante colocada sobre el tambor a fin de favorecer la deshidratación (**Figura 6**). La superficie del tambor está cubierta por una tela filtrante que permite retener las capas de lodo (torta) constituidas por partículas finas a medida que se forman. Generalmente se utiliza una trama sintética como medio filtrante. La superficie del tambor se divide en secciones alrededor de su perímetro. Cada sección se sella respecto de la adyacente y de los extremos del tambor. El vacío se aplica a las zonas apropiadas y a cada sección del tambor.

Aproximadamente entre un 10 y un 40% de la superficie del tambor se sumerge en el tanque que contiene la suspensión de lodos. El área sumergida es la zona de formación de tortas. Cuando se aplica vacío a esta zona se absorbe el agua dejando una capa de barro sobre el manto filtrante. La próxima zona, la zona de secado de las tortas, representa entre un 40 y un 60% de la superficie del tambor. En esta zona, la humedad se extrae de la capa de barro mediante vacío. La zona termina en el punto donde el vacío deja de aplicarse. Finalmente, la capa de lodo entra en la zona de descarga donde se remueve del manto filtrante. Esto se logra mediante la separación del manto filtrante de la superficie del tambor, pasando a través de un rodillo de pequeño diámetro que facilita la descarga. En esta zona no se aplica vacío.

Los filtros de vacío generalmente no resultan eficientes para un lodo con sulfato de aluminio a menos que se utilice algún material para la formación de la precapa. Aún considerando lodos de plantas de tratamiento de líquidos cloacales, el contenido de sólidos en las tortas formadas generalmente no supera el 10-12% de sólidos, con un máximo absoluto de 20%. Los filtros de vacío son inapropiados para los lodos resultantes del tratamiento de aguas en circunstancias donde se requieren tortas con un 25 a 30% de sólidos para su disposición en relleno.

Una aplicación ideal de la filtración por vacío para los residuos de plantas de potabilización es la deshidratación de barros provenientes del ablandamiento de agua. Por ejemplo en la planta de tratamiento de Boca Ratón, Florida (EE.UU.), que realiza ablandamiento por agregado de cal reduciendo la dureza de 240 a aproximadamente 70 mg/l (CaCO_3), se utiliza este método. El sedimento con residuo de cal se conduce desde los tanques de precipitación hasta un espesador gravitatorio y desde allí a un filtro de vacío de 2 m de diámetro. Este sistema alcanza un 55-60% de concentración de sólidos. El producto final es suficientemente estable para su uso en la construcción de caminos. También tiene aplicación en los suelos arenosos de la zona mejorando su capacidad de retención de humedad (AWWA, 1990).



Fuente: Manual de la Contaminación Ambiental , Fundación MAPFRE, 1994

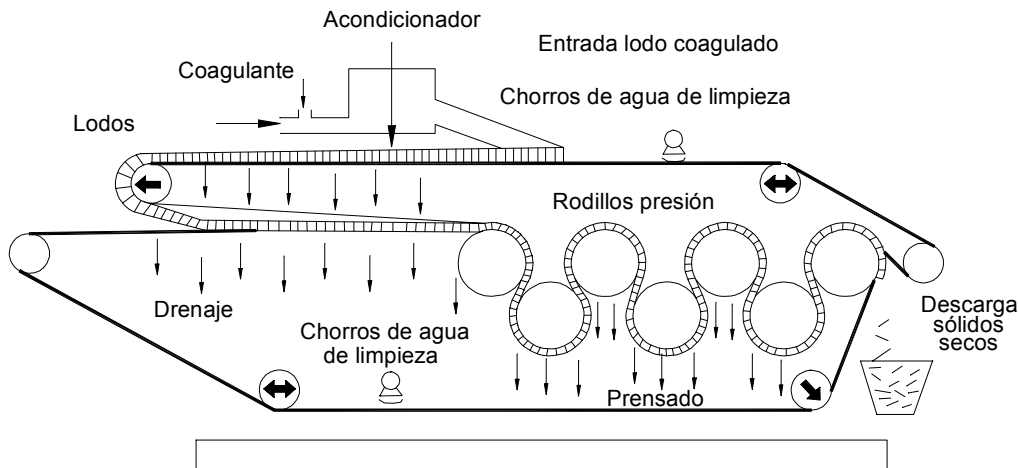
Figura 6. Filtro de vacío

4.4.4.5. Filtros de Bandas

Los filtros de bandas son un desarrollo relativamente reciente que se encuentra disponible en el mercado desde los últimos veinte años. Su aplicación principal es la deshidratación de lodos cloacales crudos y digeridos; no obstante, ciertos lodos provenientes del tratamiento de potabilización pueden adaptarse a este tipo de tratamiento.

Existen diferentes diseños de filtros de bandas, sin embargo, el concepto sobre el cual se basan es común. El lodo a deshidratar (**Figura 7**) se vierte entre dos cintas permeables constituyendo un verdadero “sandwich” el cual se hace pasar sobre y debajo de rodillos de distintos diámetros. A medida que el diámetro de los rodillos disminuye, se aplica

presión sobre el barro expulsando el agua que contiene. Las etapas comunes a los distintos diseños de filtro de banda son: una zona de acondicionamiento con polielectrolitos, un sector de escurrimiento de agua por gravedad donde el lodo alcanza una consistencia no fluida, una zona de baja presión y otra zona de alta presión.



Fuente: Manual de la Contaminación Ambiental, Fundación MAPFRE, 1994

Figura 7. Filtro de bandas

Los filtros de bandas se diseñan para que en la primera etapa el lodo sea suficientemente deshidratado como para formar tortas (húmedas). Algunos fabricantes utilizan un pequeño vacío en la zona inferior de la cinta para alcanzar una mayor desecación. El lodo resultante de la primera etapa es conducido a la zona de presión donde una cuña y rodillos de diámetro decreciente se utilizan para incrementar gradualmente la presión de ambas cintas en el lodo, removiendo el agua en forma más eficiente. Sin embargo existe un límite porque demasiada presión en un lodo poco acondicionado puede producir extrusión a través de la cinta porosa.

En la etapa final se aplica tensión de corte a las tortas haciendo girar las cintas alrededor de rodillos de pequeño diámetro. La diferencia de velocidad entre las dos cintas abre las tortas y permite que el agua se libere a través de canales que la conducen hasta la salida final donde unas palas levantan el lodo de la cinta y lo descargan en una tolva o cinta transportadora.

Las características del barro a deshidratar tienen mucha importancia sobre la eficiencia del sistema. Los lodos de cal provenientes de sistemas de ablandamiento se deshidratan con facilidad en filtros de banda. Dado que este lodo tiene una textura más granular puede soportar presiones mayores y pueden alcanzarse concentraciones de sólidos del orden de 50 a 60%.

Por el contrario, los barros de sulfato de aluminio son de naturaleza gelatinosa y difíciles de deshidratar. Las eficiencias alcanzables con este tipo de lodos varían según la fuente de agua tratada. Cuando el lodo a deshidratar está constituido casi exclusivamente por sulfato de aluminio se presenta la condición más desfavorable, es decir el barro es más

difícil de deshidratar y debe operarse con presiones relativamente bajas. En este caso se podrán obtener concentraciones de sólidos entre el 15 y 20%.

En cambio, si la fuente de agua es un río que transporta limo y arena y estos materiales aparecen mezclados con el hidróxido de aluminio aportado por el coagulante, el lodo generado resultará más fácilmente deshidratable y el contenido de sólidos en la torta producida podrá alcanzar entre el 40 y 50 %. Sin embargo, este tipo de lodo también debe deshidratarse a presiones relativamente bajas.

En cualquier caso, la condición básica para la correcta operación del filtro de bandas es un adecuado acondicionamiento del lodo a tratar.

4.4.4.6. Filtros Prensa

Los Filtros Prensa son otra opción disponible para la deshidratación de los lodos antes de su disposición final. Los primeros filtros prensa se desarrollaron para aplicaciones industriales y posteriormente se comenzaron a utilizar en Europa para deshidratar suspensiones de material fino tales como arcillas y barros cloacales. Su aplicación en residuos de plantas de tratamiento de agua es relativamente nueva, comenzando en la segunda parte de la década de 1960. Los experimentos iniciales se hicieron en Inglaterra en 1956 pero tuvieron escaso éxito hasta la llegada de los polielectrolitos que se empezaron a utilizar para el acondicionamiento previo de los lodos.

El diseño original de este tipo de filtros también se conoce como filtro de marco y placa, ya que consiste en una sucesión de estos elementos con una tela filtrante intermedia como se muestra en la **Figura 8** y **Figura 9**. Los lodos a deshidratar se cargan en la unidad por bombeo y se presionan contra la placa cubierta por el medio filtrante (hasta 15,70 atm), a fin de que liberen el agua. El espesor de las tortas de barro producidas está definido por la distancia entre las placas del filtro, o dicho de otro modo, por la capacidad del marco intermedio. Se fabrican marcos de diferente tamaño para formar tortas de distinto espesor.

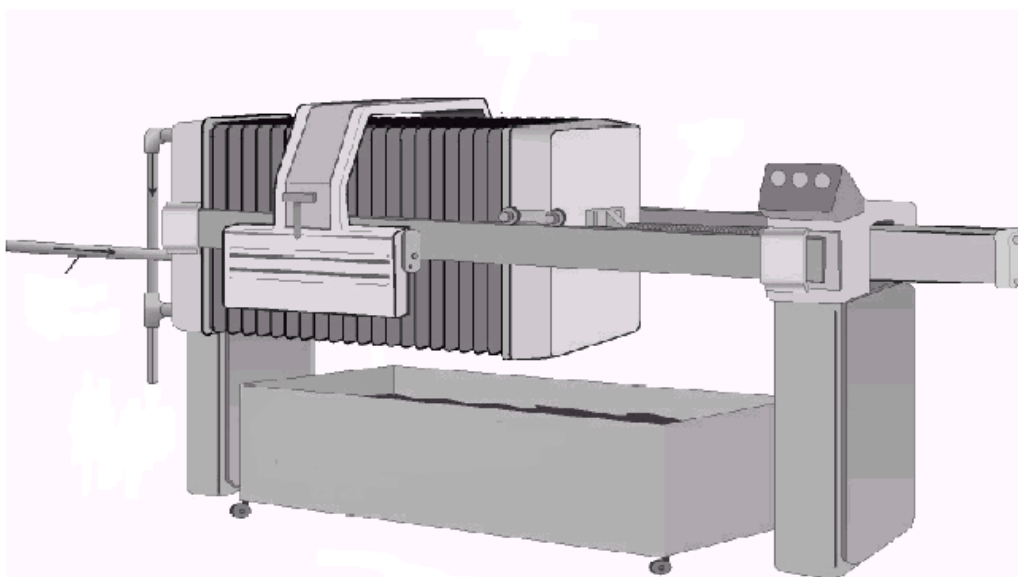
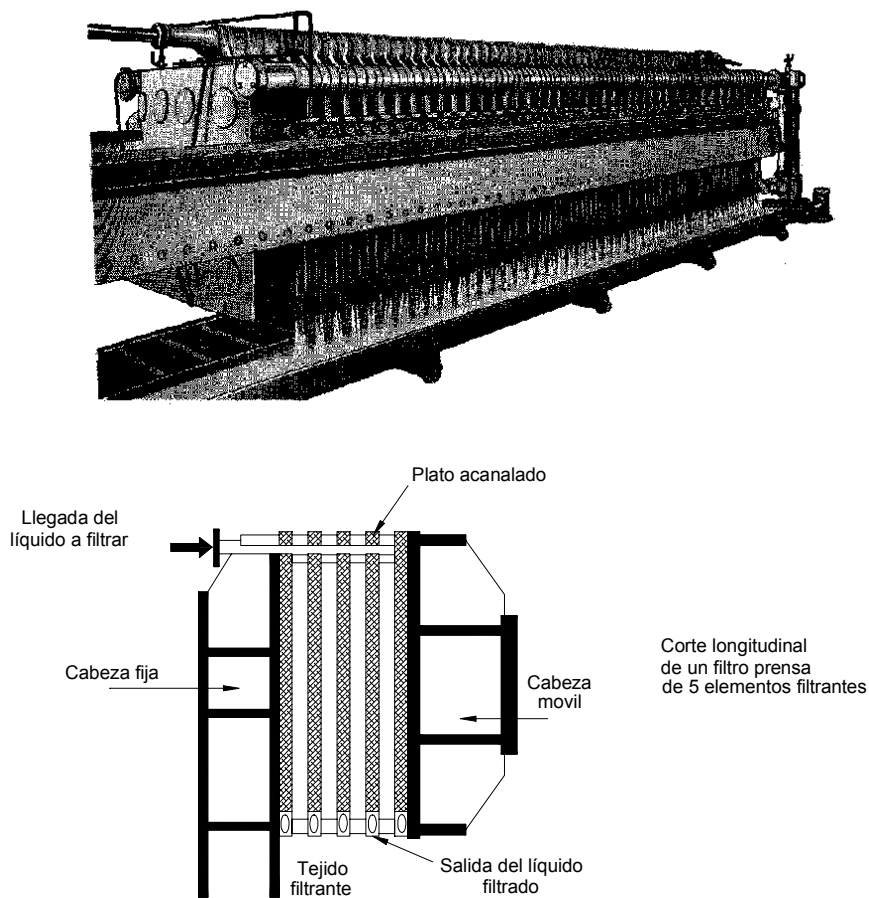


Figura 8. Esquema de un filtro prensa

Al comienzo de un ciclo de filtrado el lodo entra en contacto con el manto filtrante que retiene la materia sólida mientras permite el paso del líquido filtrado. El manto filtrante se cubre rápidamente con una masa de partículas de lodo deshidratado y a partir de ese momento toda la filtración tiene lugar a través de esa lámina de sólidos que incrementa su espesor a medida que se forman nuevas capas. Después de los primeros minutos, el tipo de manto filtrante no afecta la velocidad de filtración. Los Filtros Prensa son elementos muy pesados y difíciles de mover, y su instalación requiere de fundaciones importantes y edificios relativamente grandes.



Fuente: Diccionario Ilustrado de la Ciencia y Técnica, Lorrrouse, 1987

Figura 9. Corte de un filtro prensa

Estos filtros se utilizaron para deshidratar lodos de plantas de agua con resultados aceptables por muchos años, lográndose así tortas suficientemente secas como para su disposición en un relleno sanitario. En algunos casos donde se utilizaron una mezcla de lodos de plantas de potabilización y de plantas de depuración de líquidos cloacales, las tortas resultantes han sido utilizadas para cobertura de relleno sanitario.

Durante muchos años, el diseño de estos filtros apenas cambió a través de pequeñas modificaciones, hasta la aparición del filtro de diafragma introducido en el mercado

durante los últimos diez años. El filtro prensa de diafragma es un equipo que combina la alta presión de bombeo del filtro prensa original con la capacidad de variar el volumen de la cámara presurizada. Se utiliza un diafragma flexible para comprimir la torta de lodo alojada en la cámara presurizada. La operación demanda dos etapas. En la primera etapa se carga el filtro por bombeo a baja presión, lo cual contribuye a conservar la integridad de los flóculos de lodo. Esta fase se considera completa cuando se observa que finaliza el escurrimiento de agua del lodo y consecuentemente se interrumpe el bombeo. En la segunda etapa se inicia el ciclo de presurización utilizando el diafragma flexible.

La ventaja de este sistema es que el espesor de las tortas es variable dentro de los límites que permiten las características de los equipos empleados. En la primera etapa, el lodo se filtra durante un lapso de aproximadamente 20 minutos. En la segunda etapa se suspende el ingreso de barros y se aplica presión originada por la inyección de agua o aire comprimido a través de un diafragma expansible que comprime los lodos extrayéndoles el agua. En esta fase la presión alcanza valores de entre 13,8 y 17,3 atm.

El lodo deshidratado se desprende mediante la agitación o la rotación del manto filtrante, dependiendo del diseño; luego se descarga en una tolva para su disposición. Este sistema elimina las tortas que permanecen adheridas al manto filtrante, una característica que dificultaba la operación del sistema original. Como resultado del uso del diafragma se reducen los costos de capital y operativos, a pesar de una ligera merma de la producción.

Cuando se deshidratan barros que contienen aluminio, generalmente se adiciona cal como agente acondicionador. La torta de lodo deshidratado obtenida tiene un contenido de sólidos que varía generalmente entre 30 y 60% dependiendo del tipo de barro con aluminio tratado. Los lodos residuales del ablandamiento no requieren ningún tipo de acondicionamiento y pueden deshidratarse hasta concentraciones de sólidos de entre 50 y 70%.

En general, no es necesaria la utilización de la precapa cuando se emplea acondicionadores inorgánicos, en especial cal. No obstante, debe tenerse en cuenta que cuando se emplea gran cantidad de cal se hace necesario lavar con ácido y también con agua el medio filtrante, de modo que este material debe ser resistente tanto a los álcalis como a los ácidos.

Se utiliza la precapa cuando el tamaño de las partículas del lodo a deshidratar es extremadamente pequeño, o bien cuando hay gran variación en la filtrabilidad del lodo y existe el riesgo de una pérdida significativa de sólidos a través del medio filtrante. Algunas experiencias realizadas en la Escuela de Ingeniería de San Carlos, Universidad de San Pablo, indican que la utilización de aserrín como elemento formador de la precapa podría ser una alternativa de interés en la deshidratación de lodos de plantas potabilizadoras (Campos, 1996).

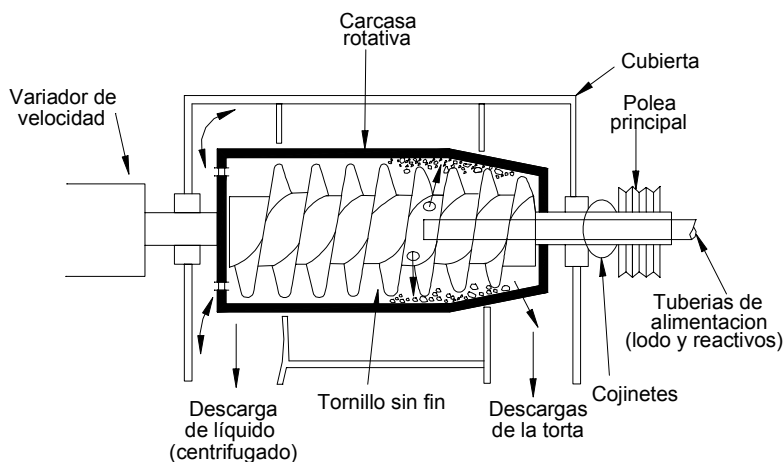
4.4.5. Centrifugación

Esta técnica utiliza la fuerza centrífuga a la cual se ve sometido el barro que ingresa a la unidad para separar los sólidos del líquido luego de alcanzar una velocidad de rotación elevada. Los sólidos que presentan una mayor velocidad de sedimentación se depositan en la pared del cilindro, mientras que los sólidos más finos se ubican en el centro. El agua sale como líquido de centrifugado mientras que los sólidos se descargan mediante un

tornillo transportador sin fin que gira junto con la centrífuga a una velocidad diferencial reducida. Por lo tanto, en la centrífuga se generan dos descargas: la torta de sólidos deshidratada y el líquido separado.

Las centrífugas conocidas como decantador centrífugo (**Figura 10**) son las más utilizadas en la deshidratación de lodos de plantas de agua. El empleo de acondicionadores, generalmente polielectrolitos, mejora la claridad del líquido de salida de la centrífuga así como el contenido de sólidos de la torta obtenida y también aumenta la capacidad de procesamiento de la unidad. La humedad residual de la torta obtenida por la centrífuga depende en gran medida del tipo de lodo deshidratado. En las plantas potabilizadoras que procesan agua con alta turbiedad la concentración de sólidos de la torta es mayor. Los lodos que contienen cal y alto contenido de sólidos se deshidratan con facilidad. Las dosis de polielectrolito requeridas son variables y dependen del tipo de agua tratada así como del contenido de calcio y magnesio.

Entre las principales ventajas de este tipo de equipos se encuentra el espacio relativamente reducido que ocupan y la “limpieza” de su operación. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que las centrífugas son fundamentalmente máquinas de clasificación más que un método de deshidratación por lo que, de acuerdo con el tipo de lodo, puede llegar a obtenerse tortas con un contenido de sólidos inferior al requerido para su disposición en rellenos sanitarios (20-25%). Por otra parte, los requerimientos de energía son normalmente muy altos.



Fuente: Manual de la Contaminación Ambiental, Fundación MAPFRE, 1994

Figura 10. Esquema de una centrífuga

4.5. MÉTODOS DE DISPOSICIÓN FINAL DE LOS RESIDUOS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO

Existen tres destinos principales para la disposición de los Residuos de Plantas de Tratamiento:

- La fuente en donde se originan (cursos de agua).

- La planta de tratamiento de líquidos cloacales más cercana.
- Un relleno sanitario u otro método de disposición en tierra.

La elección del destino dictará el tipo de tratamiento requerido y el grado de concentración necesario para prepararlo para ese método de disposición (**Tabla 7**). La concentración de los lodos previa a su disposición en un río es innecesaria; en cambio, para su disposición en un relleno sanitario es importante desecar el residuo tanto como sea posible a fin de prevenir problemas en el relleno debido a su inestabilidad.

Residuo de planta de potabilización	Contenido de sólidos típico	Métodos de disposición final			
		Cursos de agua	Colectoras cloacales	Transporte por camiones	Aplicación en suelo
Agua de lavado de filtros	0,015 %	Aplicable	Aplicable a colectoras cloacales con suficiente capacidad hidráulica	Camiones cisterna de gran capacidad	No aplicable
Barro de sedimentadores y de la clarificación del agua de lavado de filtros	0,5 %	Aplicable a cursos de agua con velocidad de arrastre suficiente	Aplicable	Camiones cisterna	Requiere superficies extensas
Barro espesado	5,0 %	No aplicable	No aplicable	Camiones cisterna para lodos	Aplicable
Barro deshidratado	30,0 %	No aplicable	No aplicable	Camión volcador	Aplicable sobre suelo o disposición en relleno sanitario

Tabla 7. Alternativas de disposición final de residuos de plantas de potabilización

El problema, entonces, consiste en incrementar la concentración de los lodos a un 5%, así el sistema de colectoras cloacales lo puede manejar en forma más sencilla, o a un 20-30% para disponerlo en un relleno sanitario. Las técnicas de concentración se describieron con anterioridad. El proceso de obtener el residuo en una forma aceptable para su disposición final es generalmente caro y por lo tanto, es conveniente realizar ensayos de laboratorio de una o más alternativas antes de pasar a la etapa de diseño.

Para efectuar estos ensayos es habitual contar con al menos un año de registros de calidad de agua de la fuente, en particular con mediciones de sólidos suspendidos y turbiedad, junto con los registros del coagulante utilizado en el proceso de tratamiento. Esta información permite calcular el balance de masa en la planta potabilizadora. Naturalmente, cuando más largo sea el registro de datos históricos mejor resultará para el estudio. El análisis de períodos plurianuales (por ejemplo 10 años) permitirá conocer las variaciones de año en año además de las mensuales. Esto es muy importante para estimar la capacidad de tratamiento o de almacenaje necesaria para los períodos de alta

producción de residuos. Esto también brinda la oportunidad de llevar a cabo ensayos de laboratorio o piloto de los distintos tipos de equipamiento de deshidratación considerado.

Rellenos sanitarios

Los rellenos sanitarios pueden estar en terrenos públicos (como un relleno sanitario municipal) o privados. Los operadores de rellenos comúnmente requieren una concentración de sólidos de al menos un 15% en peso e, incluso, a veces exigen un 30% antes de aceptar el residuo. La concentración mínima depende del operador o de las normativas locales. La disposición es generalmente un problema de negociación entre el dueño de la planta de tratamiento y el municipio, provincia, u operador del relleno sanitario.

Para lodos con sulfato de aluminio, el residuo más común en las plantas potabilizadoras, se considera que una buena torta alcanza una concentración de al menos 25%. A concentraciones más bajas la torta es semifluida y difícil de manejar, pudiendo volver a la forma líquida si se humedece nuevamente. La disposición de los lodos como capa superficial previa sobre un relleno luego cubierto con suelo vegetal es una forma de disposición muy útil.

Disposición en redes cloacales

El lodo proveniente de las plantas de tratamiento de aguas es uno de los distintos residuos generados en una comunidad. En algunos casos, se pueden tratar los residuos de plantas potabilizadoras en alguna planta de tratamiento de líquidos cloacales cercana. Esto es común en muchos lugares de los EE.UU. donde ambas plantas se encuentran bajo la misma administración. Mientras el flujo de lodos puede controlarse a través del uso de tanques compensadores para mantener un caudal continuo, no existen problemas para procesar el lodo en las plantas de tratamiento de líquidos cloacales.

En algunos casos se puede encontrar suficiente sulfato de aluminio libre para ayudar en la coagulación de barros de la planta de tratamiento. Sin embargo también se presentan inconvenientes, por ejemplo, la presencia de limos y arcillas puede resultar abrasiva para las centrifugas y otro equipamiento usado para concentrar el lodo. Si se practica incineración, la existencia de otros sólidos adicionales incrementa el costo de calentar el lodo debido a que solamente la materia orgánica se quema durante la incineración. A pesar de todo, el sistema resulta satisfactorio para una única empresa/institución que se encuentre a cargo de ambas plantas (tratamiento de agua y de cloacales). No obstante, se requiere un análisis cuidadoso debido a que el grado de éxito alcanzado variará con el tipo de lodo y el tipo de tratamiento usado en la planta de tratamiento de cloacales.

De acuerdo con estudios realizados por (Cleasby, 1969) se advierte que:

- La descarga de lodos con restos de cal debe ser evitada debido al significativo incremento de carga en el sistema de manipulación de barros de la planta de tratamiento de líquidos cloacales. Esto es especialmente importante en el caso de que los lodos sean tratados por digestión anaeróbica.
- La descarga de lodo provenientes de plantas de potabilización de aguas superficiales incrementará la carga de barros en la planta de tratamiento de cloacales pero no tan seriamente como en el caso de lodos con restos de cal.

- Debido a que los lodos de plantas de potabilización de agua son mayormente inorgánicos y no putrescibles, una mejor forma de disposición es su almacenaje en lagunas expresamente diseñadas, especialmente cuando se dispone de suficiente terreno.

La disposición de los lodos está resultando cada vez más importante debido a que la cantidad de lodos generados por los procesos de potabilización es significativa. En instalaciones pequeñas el lodo simplemente se apila cerca de la planta y se destina para que los residentes locales lo utilicen como mejorador de terreno. En algunas circunstancias puede procesarse el lodo para hacer un fertilizante vendible aunque siempre deben analizarse los efectos a largo plazo sobre el suelo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- American Water Works Association, Water Quality and Treatment, a Handbook of Community Water Supplies, 4th Edition, McGraw-Hill, (1990).
- American Water Works Association, Water Quality and Treatment, McGraw-Hill, New York, 1971.
- Aultman, W.W., L. R. Howson, W. A. LYON, D. A. Lazarchick H. W. Poston y G.J. Remus: Waste Disposal-Water Treatment Plants, J. AWWA, 58:1.102 (1966).
- AWWA Research Foundation: "Disposal of Wastes from Water Treatment Plants", Agosto 1969.
- Bishop y otros, Testing of Alum Recovery for Solids Reduction and Reuse, J. AWWA, vol. 79, n° 6, (1987).
- Black, A. P. Disposal of Softening Plant Wastes, J. AWWA, 41:819 (1949).
- Cleasby J., "Should Water Plant Sludges Be Dumped into Sanitary Sewers" IWPCA Meeting, 1969.
- Clements G. S., Stephenson J., y Regan C. J., "Sludge De-Watering by Freezing with Added Chemicals," J. Inst. Sewage Purification, Part 4, 1950, p. 318.
- Cornwell David A. et al, Handbook of Practice: Water Treatment Plant Waste Management, American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colo., 1987.
- Dean, John B.: Disposal of Wastes from Filter Plants and Coagulation Basins, J. AWWA, 45:11, 1.229-1.237 (1953).
- Doe P. W., Benn D., y bays L. R., "The Disposal of Washwater Sludge by Freezing," J. Inst. Water Eng. Scient., Vol. 19, N° 4, 1965.
- Doe Peter W., Blair E. y malmrose P. E., "Water Treatment Plant Waste Disposal Study for City of Norfolk, Virginia", Annual Meeting AWWA Virginia Section, Norfolk, Va., October 1983.
- Doe, P. W.: "A Report on the Disposal of Sludge from Water Treatment Plants", The British Waterworks Association, 1967.
- Driscoll C. T., et al, "Effect of Aluminum Speciation on Fish in Dilute Acidified Water," Nature, J. AWWA, Vol. 284, 1980, p. 161.
- EPA/ASCE/AWWA, Management of Water Treatment Plant Residuals, Technology Transfer Handbook, EPA/625/R-95/008, April 1996.
- Fundación MAPFRE, Manual de la Contaminación Ambiental, 1994.
- Isaacs P. C. G. y Vahidi I. "The Recovery of Alum Sludge," Proc. Soc. Water Treat. Exam, Vol. 10, 1961, p. 91.

- Lamb D. S. y Bailey G. C., "Acute and Chronic Effects of Alum to Midge Larva," Bull. Env. Contam. Toxicol. Vol. 27, 1981, p. 59.
- Logsdon Gary S. y Edgerley E. Jr., "Sludge Dewatering by Freezing," J. AWWA, Vol. 63, N° 11, 1971, p. 734.
- Malmrose, Wolfe, Recent Advances In Technologies for Dewatering Coagulant Residuals. AWWA Conference on Development of Programs for Engineering Tomorrow's Water Systems, Cincinnati, OH, 1994.
- Perry, Robert, Manual del Ingeniero Químico, vol 5, Sección 19, 1990.
- Rich Linvil G., "Unit Operations of Sanitary Engineering", Wiley, New York, 1961.
- Robert M. H. and Diaz R. J. "Assessing the Effects of Alum Sludge Discharges into Coastal Streams," Proc. AWWA Seminar on Recent Advances in Sludge Treatment and Disposal, AWWA, Denver, Colorado, 1985.
- Roberts J. Moran y Roddy Charles P., "The Recovery and Reuse of Alum Sludge at Tampa," J. AWWA, Vol. 52, N° 7, 1960, p. 857.
- Rouleau, Serge: "The Recalcination of Lime from Water Softening Sludges", Problema Especial Resuelto en Cumplimiento de los Requisitos Para Obtener el Título M.S., University of Illinois, Urbana, Agosto 1965.
- Ruiz Pérez G., Sancha Fernández, Ana María, Carabias Jouniaux, A., Estudio Sobre el Barro Decantado Producido en Decantadores de Plantas de Tratamiento de Agua Potable. XIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Tema 1, Volumen 1, Santiago de Chile, Noviembre 1984.
- Rundell B. D. y Randtke S. J., "In-situ Groundwater Treatment for Iron and Manganese: Fundamental, Practical and Economic Considerations," Proc. AWWA Ann. Conf, Kansas City, Mo., June 1987.
- Russellmann, Heinz B.: Characteristics of Water Treatment Plant Wastes, Proceedings, Tenth Sanitary Engineering Conference, Waste Disposal from Water and Wastewater Treatment Processes, Urbana, Febrero 1968.
- Sludge Disposal Committee, "Committee Report: Research Needs for Alum Sludge Discharge", J. AWWA, vol. 79, n° 6, 1987, p. 99.
- White A. R., "Alum Recovery-An Aid to the Disposal of Water Plant Solids," ASCE Spring Convention, 1984.