



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO

ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS PROFESIONALES
"ACATLAN"

ASPECTOS TEÓRICOS PARA EL DISEÑO DE
PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES



T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
INGENIERO CIVIL
P R E S E N T A:
JOSE LUIS HERRERA ALANIS

M. EN C. RAUL PINEDA OLMEDO

JUNIO DE 2002

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



**ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS PROFESIONALES "ACATLÁN"
PROGRAMA DE INGENIERÍA CIVIL**

**SR. JOSÉ LUIS HERRERA ALANÍS
ALUMNO DE LA CARRERA DE INGENIERÍA CIVIL
P R E S E N T E**

En atención a su solicitud presentada con fecha de 2 de mayo de 2000, me complace notificarle que esta Jefatura de Programa aprobó el tema que propuso, para que lo desarrolle como Tesis para su examen profesional de INGENIERO CIVIL.

**"ASPECTOS TEÓRICOS PARA EL DISEÑO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO
DE AGUAS RESIDUALES"**

INTRODUCCIÓN

1. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES
2. DISPOSICIÓN Y REUSO DE LAS AGUAS RESIDUALES
3. PRINCIPIOS GENERALES DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS Y SU REUSO
4. TRATAMIENTO PRELIMINAR
5. TRATAMIENTO PRIMARIO
6. TRATAMIENTO SECUNDARIO
7. DESINFECCIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES
8. TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS
9. OBRAS COMPLEMENTARIAS DE LA PLANTA
10. PROCESOS AVANZADOS DE TRATAMIENTO

BIBLIOGRAFÍA

Asimismo fue designado como asesor al M. EN C. RAÚL PINEDA OLMEDO, pido a usted, tomar nota en cumplimiento de lo especificado en la Ley de Profesiones, deberá prestar Servicio Social durante un tiempo mínimo de seis meses, como requisito básico para sustentar examen profesional, así como de la disposición de la Dirección General de Servicios Escolares en el sentido de que se imprima en lugar visible de cada ejemplar del trabajo escrito el título de ésta.

Esta comunicación deberá publicarse en el interior del trabajo profesional.

**ATENTAMENTE .
" POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU "**
Acatlán Edo. de México a 5 de junio de 2002

Jefe del Programa

Ing. Manuel Gómez Gutiérrez



**ENEP-ACATLAN
JEFATURA DEL
PROGRAMA DE INGENIERIA**

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

Dedico este trabajo a mi Madre, a mi Padre y Hermana por todo el apoyo que siempre me han brindado y sin el cual, nada de esto hubiera sido posible. Con todo mi cariño, amor y admiración para ellos.

**ASPECTOS TEÓRICOS PARA EL DISEÑO DE
PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES**

TESIS PROFESIONAL

JOSÉ LUIS HERRERA ALANÍS

MÉXICO, 2002

ASPECTOS TEÓRICOS PARA EL DISEÑO DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

I.	CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES	1
I.1	Origen de las aguas residuales. Factores de variación. Selección de gasto de diseño.	1
I.2	Aspectos y composición de las aguas residuales.	4
I.3	Los sólidos de las aguas residuales.	17
I.4	Gases disueltos. Oxígeno disuelto (OD), Bióxido de carbono (CO ₂), Ácido sulfhídrico (H ₂ S). Amoníaco. Metano, etc.	18
I.5	Cambios químicos en la composición de las aguas. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Demanda química de oxígeno (DQO), otros.	19
II.	DISPOSICIÓN Y REÚSO DE LAS AGUAS RESIDUALES	22
II.1	Necesidad de tratamiento de las aguas residuales.	22
II.2	Calidad del agua no potable para diversos usos.	22
II.3	Aprovechamiento de las aguas tratadas.	39
II.4	Aspectos legales de la disposición y reuso de las aguas industriales tratadas	40
III.	PRINCIPIOS GENERALES DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS Y SU REÚSO	45
III.1	Auto-depuración del agua. Ecuación de STREETER-PHELPS.	45
III.2	Descripción general de los niveles de tratamiento y eficiencias	49
III.2.1	Tratamiento Preliminar	49
III.2.2	Tratamiento Primario	50
III.2.3	Tratamiento Secundario	51
III.2.4	Avanzado	52
III.2.5	Desinfección	54
III.2.6	Tratamiento de lodos y disposición	55
III.3	Datos básicos para la selección y diseño del sistema de tratamiento	57
III.4	Selección del nivel de tratamiento	59
III.5	Generación de alternativas, tamaño y localización de la planta	60
IV.	TRATAMIENTO PRELIMINAR	66
IV.1	Cribas y rejillas	66
IV.2	Desmenuzadores	69
IV.3	Desarenadores. Criterio hidráulico	69
IV.4	Tanque de pre-aireación	74
IV.5	Cárcamo de bombeo y selección de equipo	74
IV.6	Remoción de grasas, aceites y material flotante	80

V.	TRATAMIENTO PRIMARIO	82
V.1	Tanque de sedimentación. Criterios de diseño	82
V.2	Tratamiento químico	87
V.3	Flotación	93
V.4	Tanque IMHOFF	95
V.5	Fosas sépticas	97
VI.	TRATAMIENTO SECUNDARIO	99
VI.1	Introducción a los procesos biológicos. Discusión de los modelos que se usan.	99
VI.2	Tratamiento con medio fijo. Criterios de diseño.	104
VI.3	Tratamiento en suspensión. Criterios de diseño.	114
VI.4	Tanque de sedimentación secundaria. Criterios de diseño.	132
VII.	DESINFECCIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES	135
VII.1	Métodos de desinfección.	135
VII.2	Reacciones del cloro con las aguas residuales.	135
VII.3	Objetivo de la cloración. Otros desinfectantes.	138
VII.4	Operación y conservación del cloro.	143
VII.5	Tamaño de las unidades de tratamiento	144
VII.6	Integración de las unidades de tratamiento	145
VIII.	TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS	152
VIII.1	Métodos de tratamiento	152
VIII.2	Disposición de los lodos	174
IX.	OBRAS COMPLEMENTARIAS DE LA PLANTA	180
IX.1	Obras accesorias. Acceso y vialidades, case de maquinas, laboratorios, etc.	180
IX.2	Mantenimiento de la planta.	182
IX.3	Condiciones de seguridad y capacitación.	183
X.	PROCESOS AVANZADOS DE TRATAMIENTO	186
X.1	Remoción adicional de impurezas.	186
X.2	Procesos disponibles de tratamientos avanzados	186
	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	197
	BILIOGRAFÍA	198

I. CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

I.1 ORIGEN DE LAS AGUAS RESIDUALES. FACTORES DE VARIACIÓN. SELECCIÓN DE GASTOS.

Las aguas residuales son básicamente las aguas de abastecimiento que han sido contaminadas por su uso. La cantidad de aguas negras que se producen varía de acuerdo con la población y depende de diversos factores. Una población exclusivamente residencial con sistema de alcantarillado que no permita la entrada del agua de las precipitaciones pluviales puede producir aproximadamente 160 L/hab/día, mientras que una población industrial podrá producir 800 L/hab/día o más.

Las aguas negras pueden ser originadas por:

- a. Desechos humanos y animales: constituidos, principalmente, por las evacuaciones corporales, estos desechos pueden contener organismos patógenos.
- b. Desperdicios caseros: contienen restos de alimentos y grasas, así como jabones y detergentes sintéticos que generalmente contienen agentes espumantes.
- c. Aguas de lavado de las calles y corrientes pluviales: el agua de lluvia o del lavado de las calles, al escurrir arrastra consigo polvo, arena, hojas y otras basuras. En ocasiones, los escurrimientos pluviales se unen al sistema de alcantarillado, mezclándose con los desechos propios de la comunidad, formando parte importante de las aguas negras.
- d. Infiltraciones del agua subterránea: esto ocurre cuando el dispositivo para la recolección de las aguas negras queda debajo del nivel del agua subterránea.
- e. Desechos industriales: éstos varían mucho en su tipo y volumen según el giro de la industria; muchos de estos desperdicios dañan el sistema de alcantarillado, por lo que no deben agregarse directamente al drenaje sin que reciban un tratamiento preliminar.

Se consideran cuatro fuentes fundamentales de aguas residuales, que son:

- 1.- Aguas domésticas.
- 2.- Aguas residuales industriales.
- 3.- Escorrentías agrícolas.
- 4.- Aguas pluviales e infiltraciones.

Las escorrentías agrícolas arrastran fertilizantes (fosfatos) y plaguicidas por lo que son una de las principales causas de la eutroficación de los cuerpos de agua. La tasa de escurrimiento directo superficial depende de la intensidad de la lluvia y de la impermeabilidad del área drenada, lo que varía de acuerdo a su naturaleza. El tiempo de concentración tiene dos componentes: el tiempo de entrada; esto es, el tiempo para que la lluvia fluya a lo largo de las cunetas o tuberías de desagüe hacia el drenaje, y el tiempo de flujo a lo largo del drenaje.

VARIACIONES EN LOS CAUDALES DE AGUA RESIDUAL.

Variación horaria. Los caudales mínimos se producen durante las primeras horas de la mañana, cuando el consumo de agua es más bajo y se debe principalmente a escapes, infiltraciones y pequeñas cantidades de agua residencial sanitaria. El primer pico del caudal se presenta, inmediatamente después del máximo uso de agua, producido a últimas horas de la mañana. Un segundo pico se presenta normalmente en las últimas horas de la tarde, entre las 19:00 y 21:00 horas.

Variación estacional. Esta variación de caudal de agua residencial ocurre normalmente en zonas turísticas, en pequeñas comunidades con colegios, y en aquellas cuyas actividades productivas que tienen carácter estacional. La magnitud de estas variaciones depende tanto del tamaño de la comunidad, como de la actividad.

Variación de origen industrial. No hay procedimiento para predecir los vertidos de aguas residuales de procedencia industrial, aunque los cambios en los procesos internos pueden conducir a una reducción de los vertidos, la ampliación de la industria puede incrementarlos. Los vertidos industriales son mucho más perjudiciales en plantas de tratamiento de pequeño tamaño, en las que la capacidad de absorber descargas instantáneas es bastante limitada.

Factores de punta para caudales de aguas residenciales.

Teóricamente, los factores de los picos (Q_p/Q_{med}) podrían derivarse o ser estimados para cada uno de los grandes usuarios o para cada categoría de caudales recolectados en la red. Con este procedimiento, los caudales medios individuales se multiplican por estos factores y los caudales en el pico resultante se combinan para obtener los caudales máximos permisibles. Por desgracia este grado de refinamiento es raramente posible, por consiguiente, los factores de los picos utilizados son estimados mediante la utilización de métodos más generales.

Factores de punta de la infiltración.

En los casos en que el manto de aguas freáticas este muy alto y es necesario instalar las tuberías dentro de la zona de influencia de éste, el caudal que por concepto de infiltración debe sumarse al de aguas negras para determinar la capacidad que se requiere en las tuberías. Los caudales de punta de infiltración a utilizar en el proyecto de alcantarillado están relacionados con las dimensiones del área servida. Esto puede determinarse de acuerdo con lo siguiente: los valores de infiltración pueden variar de 11 800 L/24 hr/km a 94 400 L/24 hr/km. Estas cantidades equivalen a una variación de 0.138 L/seg/km a 1.092 L/seg/km, se puede tomar el valor medio de 0.614 L/seg/km.

En los casos en que se disponga de curvas de caudales medios de infiltración, la magnitud de la infiltración de punta para el proyecto de alcantarillado se puede obtener multiplicando por un factor de punta, usando los valores medios obtenidos de estas curvas. Los factores de punta para las infiltraciones, pueden obtenerse mediante aforos directos de los caudales, y sus valores normales varían de 1.5 a 2.0. Los coeficientes de variación de las aportaciones de las aguas negras son dos: coeficiente de variación máxima instantánea y el coeficiente de seguridad.

- **Coeficiente de variación máxima instantánea** (Coeficiente de Harmon). Para su calculo se utiliza la siguiente expresión:

$$M = 1 + \frac{14}{4 + \sqrt{P}}$$

Donde: M : coeficiente de Harmon.
 P : población servida en miles.

Esta expresión se emplea hasta una población de 182 250 habitantes, pues para una mayor cantidad de usuarios, esta coeficiente es igual a 1.8, es decir, se acepta que su valor a partir de esa cantidad de usuarios ya no sigue la ley de variación establecida por Harmon.

- **Coefficiente de seguridad.** Se considera un margen de seguridad previendo los excesos de las aportaciones que puede recibir la red por concepto de aguas pluviales, domésticas o bien, aguas negras producto del crecimiento demográfico. El valor del coeficiente de seguridad varía de 1.0 a 2.0, generalmente se utiliza el valor de 1.5.

Considerando que el alcantarillado para aguas negras de una localidad debe ser el reflejo del servicio de agua potable, por la relación que existe entre dotación y aportación, la Comisión Estatal de Aguas del Estado de México ha adoptado el criterio de aceptar como aportación de aguas negras del 75% al 80% de la dotación de agua potable, considerando que el 25% o el 20% se pierde antes de llegar a los conductos. Cuando se trata de áreas industriales se toma la aportación de ellas considerando la posibilidad de regular y tratar sus caudales dentro del sus predios, antes de conectar sus descargas a la red municipal.

Las expresiones para calcular el valor del gasto medio diario son:

$$Q_{med} = A_p * L * DI / 86400 \quad \text{ó}$$

$$Q_{med} = A_p * A * Da / 86400 \quad \text{ó}$$

$$Q_{med} = Cap * \text{dot} * pob / 86400$$

Donde: Q_{med} : Gasto medio diario en L/seg.

- A_p : Aportación de aguas negras en L/hab/día.
- L : Longitud en Km acumulado a servir hasta el punto considerado en el recorrido del conductor.
- DI : Densidad lineal de población, en hab/km
- A : Área en km^2 acumulada servida hasta el punto considerado.
- Da : Densidad de población por km^2 , en hab/ km^2 .
- Cap : Coeficiente de aportación (en decimales)
- Dot : Dotación (L/hab/día)

La medición de caudales en las corrientes de aguas residuales puede llevarse a través de una gran variedad de métodos:

- Instalación de vertederos o canales Parshall para la medición de caudales en canales abiertos y tuberías parcialmente llenas.
- Método de llenado de recipientes, adecuado para canales pequeños o con descargas intermitentes.
- Estimación de los caudales de bombeo y la duración de los mismos.
- Cronometrando el desplazamiento de un objeto flotante entre dos puntos fijos a lo largo del recorrido. La velocidad media se estima a partir de la velocidad superficial que es medida directamente. Para flujo laminar, la velocidad media es 0.8 veces la velocidad superficial.
- Examen de los registros de uso de agua de la planta, teniendo en cuenta las pérdidas de agua en el producto o debidas a la evaporación, este método es usado para mediciones aproximadas.
- Cronometrando los cambios de nivel en tanques, reactores o depósitos que se utilicen en las operaciones con descargas.

El cálculo del gasto máximo instantáneo se estima con el gasto medio diario afectado por el coeficiente de Harmon.

$$Q_{MI} = M * Q_{med}$$

Para el cálculo del gasto máximo extraordinario se utiliza el coeficiente de seguridad y el gasto máximo instantáneo.

$$Q_{ME} = C_s * Q_{MI}$$

1.2 GENERALIDADES Y COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES.

El agua negra es un líquido turbio que contiene material sólido en suspensión. Cuando es fresca, su color es gris y tienen un olor no desagradable. Flotan cantidades variables de materia: sustancias fecales, trozos de alimentos, basura, papel, astillas y otros residuos producto de la actividad humana. Con el transcurso del tiempo, el color cambia gradualmente del gris al negro, desarrollándose un olor desagradable; sólidos negros aparecen flotando en la superficie o en todo el líquido. En este estado se denominan aguas negras sépticas.

Las aguas negras están constituidas por: agua, sólidos disueltos y sólidos suspendidos. La cantidad de sólidos es generalmente muy pequeña, casi siempre menor al 0.1% en peso, pero es la fracción que representa el mayor problema para su tratamiento y disposición, ya que el agua es el volumen y el vehículo para el transporte de los sólidos. Las aguas negras contienen incontables organismos vivos, la mayoría de los cuales son microscópicos, su presencia es de suma importancia, ya que son estos los que degradan y descomponen la materia orgánica presente en el agua. Estos organismos pertenecen a dos tipos generales: bacterias y organismos vivos más complejos.

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS.

Las propiedades físicas son relativamente fáciles de medir, algunas de las cuales se pueden medir rápidamente. Las propiedades físicas son las siguientes:

- Temperatura
- Sabor y olor
- Color
- Turbidez
- Sólidos
- Conductividad eléctrica

Temperatura. Está determinada por múltiples factores que la hacen variar continuamente. La temperatura del agua residual es generalmente más alta que la del agua de suministro, debido a la adición de agua caliente procedente de las casas y de las actividades industriales. Se debe tener en cuenta que la temperatura es un factor muy importante porque actúa como elemento que retarda o acelera la actividad biológica, la absorción del oxígeno y los procesos generales de tratamiento. La temperatura alta intensifica el desarrollo de microorganismos y suele aumentar los problemas de sabor, olor, color y corrosión. Las bajas temperaturas en el agua influyen negativamente en los procesos normales de tratamiento.

Sabor y olor. Las características de sabor y olor son organolépticas pues una sensación de sabor proviene de la combinación del gusto y el olor, son propiedades subjetivas difíciles de medir y se deben a impurezas disueltas frecuentemente de origen orgánico. Normalmente los olores se producen por los gases generados por la descomposición de la materia orgánica. El agua residual cruda tiene un olor no desagradable y más tolerable que el agua residual séptica, ya que en esta se encuentra el sulfuro de hidrógeno producido por los microorganismos anaerobios. Los olores constituyen el principal motivo de rechazo del público a las instalaciones

de tratamiento de agua residual. Los olores molestos pueden disminuir el apetito, inducir a menores consumos de agua, problemas de respiración, náuseas y vómitos.

El sabor y el olor son propiedades características que pueden estar presentes en aguas corrientes, o en reposo. Las aguas subterráneas rara vez poseen características de sabor y olor perceptibles, a menos que tengan sales disueltas en exceso. Las alteraciones en el sabor del agua de un sistema de abastecimiento, pueden ser un indicio de cambios de la calidad de la fuente de agua natural o deficiencias del tratamiento. Por esta razón el agua de consumo humano debe estar exenta de olor y sabor, su eliminación puede realizarse con procesos como la aireación, absorción o adsorción.

Color. El agua pura no es incolora, en grandes volúmenes tiene un tinte de color azul verdoso pálido. El color amarillo natural en el agua de las cuencas altas se debe a los ácidos orgánicos. Las aguas superficiales son coloreadas cuando han tenido contacto con desperdicios orgánicos en estado de descomposición, pero se considera que el mayor aporte de color a las aguas superficiales se debe a los taninos y a los ácidos húmicos provenientes de la descomposición de la lignina. También puede provenir de la presencia de metales o de desechos industriales de color intenso. De acuerdo a su origen existen dos clases de color: el orgánico y el inorgánico.

Es necesario diferenciar entre el color verdadero y el color aparente: el color aparente es causado por partículas en suspensión que están cargadas negativamente y su remoción se efectúa por medio de la coagulación. El color verdadero es causado por sustancias disueltas de naturaleza orgánica y su remoción es muy compleja. El agua residual reciente suele ser gris cuando los compuestos orgánicos son descompuestos por las bacterias; si el oxígeno disuelto en el agua es reducido a cero el color cambia a negro. En algunas industrias se le añade color a las aguas residuales.

La determinación del color se hace por medios colorimétricos, utilizando soluciones estándares arbitrarias, elaboradas a partir de cloroplatinato de potasio (K_2PtCl_6) teñidas con pequeñas cantidades de cloruro de cobalto, las cuales producen colores muy similares a los colores naturales que se encuentran en las aguas. La unidad de color (UC) es la que se obtiene agregando 1 mg de platino como cloroplatinato de potasio a un litro de agua destilada. Para eliminar la preparación de patrones se han desarrollado diferentes instrumentos de medición que utilizan discos con vidrios coloreados, o equipos más precisos aún como los espectrofotómetros.

Estudios recientes han comprobado que la aplicación de cloro como desinfectante, en presencia de color orgánico ocasionado por ácidos húmicos, da origen a la formación de trihalometanos, compuestos que han tenido efectos cancerígenos en animales. El cloroformo causa estos efectos en animales de experimentación, por esta razón, la aplicación de cloro como agente esterilizante se debe hacer después de que el color haya sido removido para evitar la posible formación de trihalometanos. Aunque no existe ninguna correlación entre el color y la contaminación, el usuario asocia su presencia con ella.

Turbidez. Es la propiedad de transmisión de la luz en el agua, la presencia de sólidos coloidales le da al líquido una apariencia nebulosa que es poco atractiva y puede ser dañina. La turbidez en el agua puede causarla partículas de arcilla y limo, descarga de aguas residuales, desechos industriales o la presencia de microorganismos; es una característica propia de las aguas corrientes, que es baja en las aguas en reposo.

La medición de la turbiedad puede hacerse por métodos visuales o instrumentales, visual relaciona la turbiedad con la interferencia causada por las partículas al paso de la luz, y el

instrumental usa la nefelometría para medir la intensidad de la luz dispersa por las partículas. Debido a las diferencias entre los métodos, el método instrumental se expresa en Unidades de Turbiedad Nefelométrica (UTN) y el método visual en UT. La UT es una unidad arbitraria que se relaciona con la turbiedad causada por 1 mg de SiO_2/L .

Sólidos. Estos pueden estar en suspensión o en solución. Los sólidos disueltos totales (SDT) se deben a materiales solubles, mientras que los sólidos en suspensión (SS) son partículas discretas que se pueden cuantificar al filtrar una muestra a través de un papel fino. Los sólidos sedimentables son aquellos removidos en un procedimiento estándar de sedimentación con el uso de un cilindro.

Conductividad eléctrica. La conductividad de una solución depende de la cantidad de sales disueltas presentes, para soluciones diluidas es aproximadamente proporcional al contenido de sólidos disueltos totales.

$$k = \frac{\text{conductividad}(s/m)}{\text{SDT}(mg/L)}$$

Si se conoce el valor de k para un agua en particular, la medición de la conductividad da una indicación rápida de los sólidos disueltos totales.

CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS.

Considerando el agua como el solvente universal, se puede afirmar que cualquiera de los elementos de la tabla periódica puede estar presente en el agua. Sus características químicas se deben a la presencia de sustancias disueltas, cuantificables sólo por métodos analíticos. Son de gran importancia por las consecuencias sobre los organismos consumidores, tanto en el aspecto higiénico como en el económico.

pH. La intensidad de acidez o alcalinidad de una muestra se mide en la escala de pH, que en realidad mide la concentración de iones de hidrógeno presentes, es un parámetro importante de calidad, tanto en aguas naturales como en aguas residuales. Lo que resulta en una escala de 0 a 14 y 7 como neutralidad, siendo ácido por debajo de 7 y alcalino por arriba de 7. El pH controla muchas reacciones químicas y la actividad biológica normalmente se restringe a una escala de pH, entre 6 y 8.

El pH es importante porque tiene efectos sobre los procesos de tratamiento, no se puede afirmar que tiene efectos sobre la salud, pero afecta la desinfección con cloro y se liga a fenómenos de corrosión e incrustación en las redes de distribución de agua potable. Generalmente las aguas naturales presentan un pH por debajo de 7.0, que mediante la adición de un álcali, el pH se lleve a un valor que facilite los procesos de tratamiento del agua.

Salinidad. El conjunto de sales disueltas en el agua está formado por bicarbonatos, cloruros, sulfatos y otras sales, que le confieren un sabor salino y propiedades laxantes. El contenido de cloruros es indicador de contaminación por residuos domésticos, o que el agua ha tenido un recorrido sobre terrenos salinos o en acuíferos. De modo general una salinidad excesiva es más propia de aguas profundas que de las superficiales.

Alcalinidad. Es una medida de la capacidad del agua para neutralizar ácidos y es función del pH, la composición mineral, la temperatura y la fuerza iónica. La alcalinidad se debe a la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de calcio, magnesio, sodio o potasio. La alcalinidad natural en las aguas la causa el bicarbonato (HCO_3^-) producido por el agua

subterránea en piedra caliza o yeso; es útil en el agua natural y en las aguas residuales porque amortigua los cambios de pH.

La alcalinidad es importante en el tratamiento porque reacciona con coagulantes para dar origen al proceso de floculación. Tiene incidencia sobre el carácter corrosivo o incrustante que pueda tener el agua y si se presenta en cantidades altas tiene además efectos sobre el sabor. En la práctica, la determinación de la alcalinidad y la verificación de su forma (como hidróxido, carbonato o bicarbonato) se hace con el uso de dos indicadores: fenolftaleína y anaranjado de metilo.

Acidez. La mayoría de las aguas naturales y el agua residual doméstica son amortiguadas por un sistema $\text{CO}_2 - \text{H}_2\text{CO}_3$. El ácido carbónico no se neutraliza totalmente hasta un pH de 8.2 y no disminuye el pH por debajo de 4.5. Así, la acidez del CO_2 ocurre dentro de un pH de 8.2 a 4.5; la acidez mineral se presenta por debajo de un pH de 4.5.

Dureza. Se debe a los iones metálicos Ca^{2+} y Mg^{2+} , aunque también son responsables el Fe^{2+} y Sr^{2+} . Los metales están asociados con HCO_3 , SO_4 , Cl y NO_3 . No presenta riesgo para la salud, pero las desventajas económicas del agua dura incluyen un consumo excesivo de jabón y costos más altos de combustible. La dureza se expresa en términos de CaCO_3 y se divide en dos formas: dureza de carbonato y dureza de no carbonatos.

Dureza total – alcalinidad = Dureza de no carbonatos.

Cuando las sales son bicarbonatos la dureza se denomina "temporal", pues puede ser eliminada mediante el proceso de ebullición. Cuando se debe a otras sales se denomina "permanente". Existen indicios de que los índices de mortalidad de las enfermedades cardiovasculares se relacionan inversamente con la dureza del agua. Por otra parte, se ha encontrado que el viajero que repentinamente cambia de agua blanda a agua dura o viceversa, puede sufrir temporalmente trastornos gastrointestinales simples.

Tabla 1 CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS SEGÚN EL GRADO DE DUREZA (en mg de CaCO_3)

GRADO DE DUREZA	DENOMINACIÓN
< 50 mg/l	Muy blanda
50 – 100 mg/l	Blanda
100 – 200 mg/l	Medianamente dura
200 – 300 mg/l	Dura
> 300 mg/l	Muy dura

Oxígeno disuelto. Es un elemento necesario para oxidar otros elementos y contribuir a su eliminación posterior, su ausencia o bajas concentraciones en el agua, puede indicar contaminación elevada, condiciones sépticas de materia orgánica y una actividad bacteriana intensa. Su presencia es esencial para mantener la vida acuática, sin embargo el oxígeno es poco soluble en el agua. El oxígeno contribuye a la oxidación de los accesorios que constituyen un sistema de purificación, incluyendo las redes metálicas de distribución. A pesar de esto, es preferible contar con un agua que contenga oxígeno en un punto cercano al de saturación.

Demanda de oxígeno. Los compuestos orgánicos por lo regular son inestables y pueden oxidarse biológica y químicamente para obtener productos finales estables relativamente inertes, como el CO_2 , NO_3 . Se puede medir la cantidad de oxígeno que se requiere para la estabilización, mediante los siguientes parámetros:

- a) Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Mide la cantidad de Oxígeno que requieren los microorganismos mientras descomponen la materia orgánica.
- b) Valor del Permanganato (VP). Es la oxidación química que usa una solución de permanganato de potasio.
- c) Demanda Química de Oxígeno (DQO). La oxidación química que usa una mezcla hirviendo de dicromato de potasio y ácido sulfhídrico concentrado.

La magnitud de los resultados obtenidos normalmente es $VP < DBO < DQO$. La materia orgánica se puede determinar directamente como Carbón Orgánico Total (COT) por técnicas especializadas de combustión o por la capacidad de absorción de rayos UV de la muestra.

Nitrógeno. Es un elemento esencial en las reacciones biológicas, existen cuatro formas principales:

1. Nitrógeno orgánico. Nitrógeno en forma de proteínas, aminoácidos y urea.
2. Nitrógeno amoniacal. Nitrógeno como sales de amoníaco o amoníaco libre.
3. Nitrógeno de nitritos. Etapa intermedia de oxidación del nitrógeno.
4. Nitrógeno de nitratos. Producto final de la oxidación del nitrógeno.

La oxidación de los compuestos de nitrógeno, que se llama nitrificación y a la reducción del nitrógeno se le conoce como desnitrificación. Las concentraciones relativas de las diferentes formas de nitrógeno dan una indicación útil de la naturaleza y la concentración de la muestra. La presencia de cualquiera de las formas del nitrógeno puede ser indicio de presencia de contaminación bacteriana. Los nitratos resultan tóxicos cuando se presentan en cantidades excesivas en el agua potable, y en algunos casos causa metahemoglobinemia en lactantes alimentados con biberón.

Cloruro. Responsable por el sabor salobre del agua, es un indicador de la contaminación del agua por el contenido de cloruro de la orina. El sabor del cloro se hace presente de 250 a 500 mg/L.

Fósforo. El fósforo es esencial para el crecimiento de algas y otros organismos. Debido al crecimiento incontrolado de algas en las áreas superficiales, existe interés en controlar la cantidad de los compuestos de fósforo contenidos en las aguas residuales. Las formas más frecuentes en que se encuentra el fósforo en soluciones acuosas son:

- a) Ortofosfatos.
- b) Polifosfatos.
- c) Fosfato orgánico.

Azufre. El ion azufre se presenta naturalmente en la mayoría de los suministros de agua y también en el agua residual. El azufre es requerido en la síntesis de las proteínas y es liberado en su degradación. Los sulfatos son reducidos químicamente a sulfuros en condiciones anaerobias.

Aceites y grasas. El término grasa, incluye grasas animales, aceites, ceras y otros constituyentes que se hallan en el agua residual. Las grasas animales y aceites son compuestos de alcohol o glicerina y los ácidos grasos, los ácidos grasos que son líquidos a temperatura ambiente se llaman aceites y los que son sólidos se llaman grasas. Las grasas se hallan comúnmente en las carnes, germen de los cereales, semillas, nueces y ciertas frutas, son uno de los compuestos orgánicos más estables y no se descomponen fácilmente. Los aceites y grasas si están presentes en el agua producen problemas de olor, sabor, deterioran la

calidad estética; deben estar ausentes del agua de consumo más por razones estéticas que por su efecto a los sistemas de tratamiento o sobre la salud.

Metales pesados y Compuestos tóxicos. El hierro, el manganeso, el plomo, el cobre, el zinc, el cadmio, el cromo, el níquel y el mercurio son constituyentes del agua. Algunos de estos metales son necesarios para el desarrollo de la vida biológica y su ausencia podría limitar el crecimiento de los organismos, sin embargo, su presencia en cantidades excesivas interfiere en muchos procesos dada su toxicidad. Ciertos elementos o compuestos tóxicos pueden estar presentes en el agua. Por su toxicidad, ciertos cationes son de gran importancia en el tratamiento de las aguas residuales, el cobre, la plata, el plomo, el arsénico y boro son tóxicos en distintos grados para los microorganismos, por lo que deben tomarse en cuenta al proyectar una planta de tratamiento biológico.

Hierro y manganeso. La presencia de hierro en las aguas afecta su sabor, sin embargo, se estima que el hombre requiere de 6 a 15 miligramos de hierro diariamente. Adicionalmente produce una coloración rojiza, resultante de su precipitación, por lo que manchan los artefactos sanitarios y la ropa. Se deposita en las tuberías produciendo obstrucciones al paso del agua y alteraciones en la turbiedad y color. El manganeso mancha, de color negro, los utensilios de porcelana, también puede formar depósitos de óxido de manganeso.

Plomo. El plomo puede producir en el hombre intoxicaciones agudas o crónicas, los niños presentan una mayor sensibilidad. Las cantidades que pueden encontrarse en fuentes naturales varían y pueden estar entre trazas hasta cantidades mayores a los límites establecidos. La remoción de este elemento es muy efectiva mediante procesos convencionales como floculación o ablandamiento con cal; los porcentajes de remoción pueden llegar hasta el 98%. Ya que la exposición al plomo es tan de común ocurrencia, los límites para el plomo deben ser mantenidos a niveles bajos en el agua.

Cobre. Este elemento puede encontrarse en forma natural en las aguas, pero raramente en concentraciones superiores a 1 mg/L. Se considera un elemento benéfico para el metabolismo, generalmente en la dosis señalada no tiene efectos nocivos y en algunos sistemas se aplica el sulfato de cobre en dosis controladas, como mecanismo para el control de algas, pero favorece la corrosión del aluminio y el zinc y puede originar problemas de sabor.

Zinc. Este elemento es esencial y benéfico para el metabolismo humano, pues la actividad de la insulina y de muchas enzimas dependen de él. La solubilidad del zinc es variable y depende del pH y de la alcalinidad; en el agua proviene generalmente del contacto con accesorios y estructuras galvanizadas o de bronce. Diferentes estudios realizados han demostrado que no tiene efectos sobre la salud en concentraciones tan altas como 40 mg/L, pero afecta el sabor.

Cadmio. Este elemento, no es esencial ni benéfico, cuando se detecta en aguas se asocia con contaminaciones o filtraciones de plantas electrolíticas, de galvanizado o de aguas residuales industriales. Es potencialmente tóxico y su ingestión tiene efectos acumulativos en el tejido del hígado y los riñones, por lo que se puede acumular en la cadena alimenticia. Una contaminación continua con cadmio puede causar daños a los pulmones y los riñones y puede llevar a transformaciones óseas.

Cromo. La presencia de este elemento indica contaminación por desechos o filtraciones de establecimientos de cromado electrolítico, desperfectos en torres de enfriamiento o en equipos de recirculación de aguas en los que el cromo se utiliza como enlucido y para control de la corrosión. El cromo hexavalente provoca tumores pulmonares cuando es inhalado, y el

trivalente no parece tener efectos nocivos. La eliminación del cromo trivalente es muy efectiva a escala de laboratorio usando coagulación con alumbre o sulfato férrico y en los sistemas de ablandamiento con cal. En este último método, el pH es muy importante pues una remoción de 98% solo es posible a pH entre 10.6 y 11.3, cuando desciende a 9.2, la remoción es del 70%.

Níquel. El Níquel está presente en aguas subterráneas y superficiales, también puede ser causado por aguas residuales. Algunos estudios epidemiológicos efectuados en puestos de trabajo con alta contaminación de polvos que contienen níquel establecen que existe un aumento de cáncer en las vías respiratorias bajo esas condiciones, y puede causar reacciones alérgicas en personas sensibles.

Mercurio. El mercurio está distribuido en el mundo, debido al desarrollo de la industria y las ciencias agrícolas, los contenidos de mercurio se ha incrementado; también puede estar presente en el ambiente por eventos naturales como la actividad volcánica. La presencia de mercurio en el agua se ha convertido en una preocupación particular desde que se descubrió que el mercurio orgánico se acumula en los peces.

El mercurio es tóxico para el hombre y no cumple ninguna función fisiológica útil. La dosis de mercurio que se considera fatal se estima entre 20 y 30 mg en forma mercúrica. Las afecciones crónicas por compuestos orgánicos mercuriales se asocian con exposiciones industriales en donde han entrado estas formas por accidente o por contaminación. Se ha observado que la ingestión diaria durante un periodo prolongado de 0.2 mg de mercurio como metilmercurio, causa la aparición de trastornos neurológicos y puede causar daños al feto del ser humano.

El mercurio se encuentra en el agua potable en forma inorgánica, absorbiéndose de manera deficiente. La remoción del mercurio del agua ha sido estudiada a nivel de laboratorio y planta piloto, demostrándose que la remoción del mercurio inorgánico depende del pH y de la turbiedad del agua. Se ha determinado que la remoción en el proceso de ablandamiento con cal es moderadamente efectiva. Las resinas de intercambio iónico han probado a nivel de laboratorio ser efectivas hasta un 98% en la remoción de mercurio tanto en la forma orgánica como inorgánica.

Flúor. Se ha comprobado que el contenido natural de flúor, dentro de ciertos límites, puede resultar benéfico para los niños que están desarrollando el esmalte dental. Si el contenido excede esos límites y la ingestión es permanente y sistemática, la protección al esmalte prevalece, pero se presenta la Fluorosis (dientes manchados severamente) y hasta otros fenómenos en las estructuras óseas. En algunos países se han adoptado programas de adición de flúor en las aguas de consumo como medida de prevención de la caries dental.

Boro. Existen pocos estudios sobre los efectos de este elemento en aguas de consumo humano, aunque se conocen sus efectos en el crecimiento de las plantas. Estudios de laboratorio y a escala de planta piloto han evidenciado un alto índice de eliminación, durante el proceso de ablandamiento cal-sosa y en un menor grado durante el proceso de coagulación con sulfato férrico.

Plata. Este elemento tiene efectos puramente estéticos debido al decoloramiento permanente e irreversible de la piel, ojos y membranas mucosas. Los estudios sobre los efectos de este elemento se encuentran en la fase preliminar. Su eliminación se lleva a cabo en el proceso de floculación con sulfato férrico a pH entre 7 y 9 o sulfato de aluminio a pH entre 6 y 8 o de ablandamiento con cal a pH entre 7 y 9, pero los índices de remoción se encuentran en el mejor de los casos, entre 70% y 80%.

Arsénico. Es un metaloide que está en muchos sitios de la naturaleza y que es tóxico para el hombre. Se encuentra en forma trivalente o pentavalente tanto en compuestos inorgánicos como orgánicos y se asume que la oxidación biológica se lleva cabo en la forma pentavalente y las reacciones que favorecen la reducción lo hacen variar hacia la forma trivalente. La dosis letal aguda de arsénico para el ser humano son de alrededor de 1 – 2 mg/kg de peso corporal. Sin embargo, la absorción continua de cantidades más bajas puede ocasionar intoxicaciones crónicas y aparición de cáncer.

La concentración de arsénico en el agua subterránea no sobrepasa 0.01 mg/L, pero en zonas con condiciones geológicas especiales puede aumentar a varios miligramos, lo cual hace necesario controlar el agua sin tratamiento que proviene de regiones con rocas de origen volcánico. Los métodos de remoción de arsénico se basan en la oxidación de la forma pentavalente para luego seguir con coagulación o ablandamiento con cal a pH 11, llegando a más del 90%.

Bario. Es un elemento altamente tóxico para el hombre y causa serios trastornos cardiacos, vasculares y nerviosos, considerándose fatal una dosis de 0.8 a 0.9 gramos de cloruro de bario (550 a 600 mg de Ba); sin embargo, los casos fatales se deben mas bien a envenenamiento por productos que utilizan el bario como componente (por ejemplo raticidas) que por aguas, pues en éstas generalmente el contenido es muy bajo, variando entre trazas hasta 0.05 mg/l. No se han realizado estudios profundos en cuanto a los efectos del uso prolongado de aguas con contenido de bario. Se ha podido comprobar que el contenido de 0.5 mg/m³ de bario en el aire equivale a 2 mg/l en el agua, cantidad que se ha probado no es dañina para la salud, pudiéndose tomar como base para fijar un criterio de calidad.

Cianuro. El cianuro es un elemento tóxico, así, una dosis de 0.57 mg/kg de peso corporal puede ser fatal. Las sales de ácido cianhídrico pueden entrar al agua por medio de desagües de aguas residuales provenientes de carbón, talleres de templado, lixiviación de oro, empresas galvánicas y químicas, y a través de plaguicidas. No es común encontrar cianuro en el agua natural.

Selenio. Los efectos del selenio son similares a los del arsénico y pueden ser agudos o crónicos. El contenido de selenio de aguas subterráneas y residuales está por debajo de 1 mg/L, pero en algunas regiones este valor puede aumentar debido a condiciones de origen geológico. Las actividades humanas que desalojan selenio en el medio ambiente son la combustión de carbón y la calcinación de minerales.

El selenio es un elemento esencial para el ser humano, pero pueden presentarse intoxicaciones crónicas. Existen controversias en cuanto a la relación que existe entre la disminución del riesgo de contraer cáncer y la cantidad de selenio absorbida por el ser humano. Estudios de laboratorio y a escala piloto han demostrado que la remoción es entre 70-80% en el proceso de coagulación con sulfato férrico a pH 6-7. El intercambio iónico o la ósmosis inversa pueden obtener índices de remoción superiores al 90%.

Antimonio. La aplicación industrial del antimonio es como componente de aleaciones en la fabricación de baterías, pigmentos y productos cerámicos. En aguas superficiales no contaminadas la concentración de antimonio está por debajo de 0.1 – 0.2 mg/L. La presencia del antimonio como sustancia dañina para el medio ambiente no ha sido investigada a fondo. En el ser humano se han observado síntomas agudos y crónicos, similares a una intoxicación con arsénico.

Trihalometanos fueron identificados en agua potable en 1974, y su presencia fue ligada a la cloración del agua. La formación de especies brominadas es atribuida a la presencia de bromuros en el agua cruda y a la acción del ácido hipocloroso que puede oxidar el ion bromuro a ácido hipobromoso. Juntos los ácidos hipobromoso e hipocloroso pueden adicionarse y sustituir reacciones con varios tipos de compuestos orgánicos en el agua para producir material organohalogenado. Otros estudios han demostrado que las sustancias húmicas las cuales provienen de la descomposición de material vegetal (tallos, hojas, humus) son los principales precursores de los trihalometanos en el agua potable.

Es poco el conocimiento acerca del efecto potencial sobre la salud humana de los productos químicos que se forman en el proceso de desinfección a bajos niveles, en el agua potable. Datos epidemiológicos sugieren que los subproductos de la cloración pueden incrementar la incidencia de ciertos tipos de cáncer en la población humana. Hay datos que indican que subproductos individuales del cloro y otros desinfectantes son cancerígenos en animales a dosis que son más altas que las que se encuentran en el agua potable. Otros efectos toxicológicos han sido asociados con altas dosis de varios subproductos.

Plaguicidas. Bajo este nombre se agrupan muchos compuestos orgánicos que se usan con varios propósitos en la agricultura. Entre estos productos se pueden mencionar: los hidrocarburos clorados, carbonatos, organofosforados y clorofenolados, los cuales han llegado a generar problemas mayores en la ecología y en el mismo medio. El efecto de los plaguicidas sobre la salud humana difiere dependiendo de su naturaleza química pues mientras unos se acumulan en los tejidos, otros son metabolizados.

Los plaguicidas contaminan el agua superficial directamente en las labores de rociado, en la preparación de soluciones o, de una manera indirecta, mediante la escorrentía en épocas de lluvia; pudiendo contaminar los acuíferos. La aplicación de carbón activado puede reducir el contenido de algunos de ellos, pero la detección de estos compuestos requiere equipos sofisticados y personal altamente calificado.

Fenoles y detergentes. Los compuestos fenólicos y los detergentes son causantes de contaminación; sin embargo, el mayor problema lo causan sobre las aguas que deben ser reutilizadas. Los fenoles causan problemas de sabor en el agua, se producen en operaciones industriales y aparecen en las aguas residuales que contienen desechos industriales, pueden ser biológicamente oxidados en concentraciones de hasta 500 mg/L. Cuando los detergentes están constituidos en más del 75% por alquil benzeno sulfonatos (ABS), no son biodegradables por lo que su acción perdura. El inconveniente más visible reside en la formación de espuma cuando el agua es agitada; las concentraciones mayores tienen consecuencias fisiológicas.

Radiactividad. El desarrollo de la industria nuclear genera problemas de radiactividad ambiental, que también influye sobre las aguas. En países con industria nuclear desarrollada, este es uno de los aspectos que es necesario tomar en cuenta de manera directa.

CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.

La característica que distingue a los seres vivos de los seres del reino mineral reside en la relación íntima que mantienen con el medio que los rodea; si se trata de organismos acuáticos, existe una dependencia entre el organismo y las características del medio, de tal manera que la composición de la población acuática varía sensiblemente con la composición del agua. Desde épocas muy remotas, ha sido una constante preocupación para el hombre, obtener agua de la mejor calidad posible y proteger aquellos depósitos catalogados como tales.

Después del desarrollo de la microscopía como técnica de análisis microbiológico, se pudo constatar la presencia en el agua de seres microscópicos relacionados con la producción de malestar en el hombre. Los microorganismos presentes en las aguas no siempre causan problemas en los abastecimientos públicos, pero muchos de ellos afectan su potabilidad. Entre los principales factores que hacen el agua inadecuada, se encuentran los microorganismos parásitos, las sustancias tóxicas derivadas de la actividad biológica de bacterias y algas, gusto y sabor desagradables, color, turbiedad, elementos corrosivos, incrustaciones, etcétera.

Clasificación de los microorganismos. Ciertos organismos presentan características preferentemente vegetales, otros se asemejan más a los animales, y algunos poseen propiedades de ambos; existen los virus que algunos naturalistas los clasifican como seres vivos, mientras que otros los consideran inertes. Existen dificultades en clasificar los microorganismos ya que éstos carecen de características morfológicas definidas y de mecanismos sexuales de reproducción que son utilizados para su clasificación por las ciencias botánicas y zoológicas. El zoólogo alemán E. H. Haeckel propuso en 1896 el reino de los protistas, en el cual se incluyen a las bacterias, las algas, los hongos y los protozoos.

Protistas inferiores. La unidad es la célula procariótica que tiene un solo cromosoma, su citoplasma es muy simple y su estructura no está definida en lo que respecta a respiración, producción de enzimas, transporte de sus productos metabólicos y la pigmentación fotosintética. Pertenecen a este grupo las bacterias y las algas verde-azules.

Protistas superiores. Su unidad es la célula eucariótica base de la estructura en plantas, animales, protozoos, hongos y muchos grupos de algas. Los grupos principales de organismos que se encuentran en el agua superficial y residual son:

Virus. Son la forma más simple de organismos, todos son parasitarios y no pueden crecer fuera de algún organismo. Se sabe que algunos virus viven hasta 48 días en el agua o agua residual a 20° C. Las enfermedades virales humanas incluyen la viruela, la hepatitis infecciosa, la fiebre amarilla, la poliomielitis y diferentes enfermedades gastrointestinales.

Hongos. Son organismos multicelulares aerobios que toleran más las condiciones ácidas y ambientes más secos que las bacterias. Aprovechan casi las mismas fuentes de alimento que las bacterias en las reacciones químico-sintéticas, pero como su contenido de proteínas es inferior al de las bacterias, sus requerimientos de nitrógeno son menores. Son capaces de degradar compuestos orgánicos altamente complejos y algunos son patógenos para el hombre. Los hongos existen en las aguas contaminadas y en las plantas de tratamiento, pueden ser responsables de ciertos sabores y olores en el agua potable.

Algas. Son organismos fotosintéticos. En ausencia de luz solar, las algas viven en forma químico-sintética y consumen oxígeno, de modo que en el agua que tienen algas hay una variación diurna de los niveles de OD; puede ocurrir una sobresaturación durante el día y una disminución significativa en la noche. Las algas pueden ser verdes, verde-azules, cafés o amarillas, lo que depende de las proporciones de pigmentos particulares. Aunque las algas y las bacterias viven y crecen en la misma solución, no compiten por el alimento sino que establecen una relación simbiótica.

La mayoría de las algas tóxicas pertenecen al grupo de algas verde-azules, tales como *Microcystis*, *Flos-Aquae* y *M. Aeruginosa*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Coelasmaerium*, *Gloeritrichia*, *Nodularia* y *Nostoc*. Son raros los casos de efectos tóxicos o fisiológicos producidos en el hombre por aguas de fuentes donde proliferen algas verde-azules. Los casos

de envenenamiento frecuente de animales se han registrado en Canadá. Los síntomas que presentan los animales son: disnea, convulsiones, parálisis de los miembros posteriores, pérdida de equilibrio, espasmos de respiración y muerte.

Las algas son uno de los más importantes factores causantes de sabor y olor en las aguas de abastecimiento. De acuerdo a investigaciones realizadas, se llegó a la conclusión que los ácidos grasos contenidos en las células son los principales causantes de este fenómeno. Muchas algas dan un sabor intenso cuando se aplica cloro al agua, debido a la formación de clorofenoles. Entre las algas producen sabor y olor están: *Anabaena*, *Actinastrom*, *Chorella*, *Nostoc* y *Oscillatoria*. Olor séptico u olor de desagüe es característico de las algas verdes del género *Hydrodictyon* y *Cladophora*. Algunas algas producen un sabor amargo tales como *Ceratium*, *Nitella*, *Synura*, o sabor dulce como *Microcystis*, *Chlamydomonas*, *Cryptomonas*, *Euglena Clophosphoeria*.

Bacterias: son organismos vivos que su proceso vital y funciones son similares a los de los vegetales; requieren alimento, agua y oxígeno para poder existir. Algunas bacterias son móviles que pueden desplazarse por su propia fuerza y se clasifican en dos grupos principales: bacterias saprófitas y bacterias parásitas.

Las bacterias saprófitas pueden llevar una vida independiente, obtienen sus alimentos de la materia orgánica muerta. Estas bacterias rompen los complejos orgánicos que forman la materia orgánica mediante descomposición, hasta que finalmente quedan como sustancias inorgánicas muy simples, que sirven de alimento a los vegetales, que se convierten en materia alimenticia para los animales.

Las bacterias parásitas son incapaces de vivir independientemente, viven a expensas de otro organismo vivo llamado huésped con el cual establece una íntima relación. La mayoría de las bacterias parásitas son benéficas y necesarias para el correcto funcionamiento del organismo vivo al que se asocian. Sin embargo hay bacterias parasitarias que al crecer producen sustancias tóxicas para el huésped causándole enfermedades y otras infecciones intestinales. Entre las bacterias entéricas la más común es la salmonella.

Existe otra clasificación que es la usada en los sistemas de tratamiento. Las bacterias que solamente pueden usar el oxígeno disuelto del agua se les conoce como bacterias aerobias, y el proceso de degradación que llevan a cabo se denomina descomposición aerobia. Otras bacterias que no pueden vivir en presencia de oxígeno disuelto, sino que obtienen el oxígeno de los sólidos orgánicos y de algunos inorgánicos, y se les conoce como bacterias anaerobias y al proceso de degradación que realizan se le llama descomposición anaerobia. En complicadas reacciones ciertos tipos de bacterias aerobias se adaptan a vivir y funcionar en ausencia de oxígeno disuelto y se les conoce como bacterias aerobias facultativas, también hay variedades de bacterias anaerobias que pueden adaptarse a vivir y desarrollarse en un ambiente con presencia de oxígeno disuelto y por lo que se les conoce como bacterias anaerobias facultativas.

Plantas y animales. Las plantas y animales de importancia varían en tamaño, el conocimiento de estos organismos es útil al valorar el estado de los cuerpos de agua, al determinar la toxicidad de las aguas residuales y al observar la efectividad de la vida biológica en los procesos secundarios de tratamiento.

Determinación de la calidad sanitaria. El agua, como posible portador de microorganismos patógenos, puede poner en peligro la salud y la vida. Los gérmenes patógenos que se

propagan por vía acuática son los que causan infecciones intestinales. Estos microorganismos se encuentran en las heces y en la orina de las personas infectadas, y cuando se eliminan pueden llegar a contaminar el agua. El agua puede ser completamente clara y no presentar ninguna cualidad apreciable al olfato ni al paladar y estar contaminada. Por esta razón es necesario determinar la existencia de contaminación de origen fecal, lo cual se logra empleando técnicas bacteriológicas sumamente sensibles y específicas.

El objeto de los análisis bacteriológicos no es el de aislar organismos patógenos por las siguientes razones:

- Es probable que gérmenes patógenos lleguen al agua esporádicamente o no sobrevivan en ella largo tiempo.
- Si existen en número muy pequeño.
- El tiempo requerido para el análisis de una muestra de agua es de 24 horas, lapso en el cual, si existe contaminación patógena, puede propagarse una epidemia.

Los patógenos llegan al agua a través de las deyecciones intestinales, pero ciertas especies bacterianas son huéspedes normales del intestino del hombre y de algunos animales, y por consiguiente se encuentran en las heces fecales. La presencia de estos microbios en el agua, revela contaminación fecal de procedencia humana o animal, y es señal de que existe una vía de acceso que pueden seguir los gérmenes intestinales patógenos que son eliminados en las excretas de enfermos infecciosos. Los análisis bacteriológicos se dirigen a detectar las especies bacterianas de origen fecal conocido, en especial del grupo coliforme, lo cual ofrece las siguientes ventajas:

- Los coliformes, especialmente la escherichia coli, existen en el intestino humano.
- Estos microorganismos viven en el agua más tiempo que los patógenos.
- La presencia de bacterias coliformes en el agua, se considera como un aviso de que el riesgo posible de contaminación peligrosa.

Las técnicas que revelan la existencia de bacterias coliformes son: la prueba presuntiva, la prueba confirmativa, la prueba complementaria; y la técnica de filtración por membrana. La extensión y naturaleza de la descomposición bacteriana de los sólidos en las aguas negras ha dado origen a términos que describen las condiciones de las aguas negras.

Aguas Negras Frescas. Son las aguas negras en su estado inicial, contienen oxígeno disuelto en el agua de abastecimiento y permanecen frescas mientras haya oxígeno suficiente para mantener la descomposición aerobia. Tales aguas son turbias, con sólidos en suspensión, de color grisáceo y tienen olor no desagradable.

Aguas Negras Sépticas. Son las aguas negras en las que se ha agotado el oxígeno disuelto, de manera que han entrado en descomposición anaerobia los sólidos. Tales aguas se caracterizan por su color negruzco, su olor desagradable, y por tener sólidos suspendidos y flotantes de color negro.

Aguas Negras Estabilizadas. En esta agua los sólidos se han descompuesto hasta sólidos relativamente inertes o que son descompuestos muy lentamente. El oxígeno disuelto está presente en el agua por haber sido absorbido de la atmósfera; su olor es ligero y tienen pocos sólidos suspendidos

Tabla 2 COMPOSICION TÍPICA DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS (todos los valores se expresan en mg/L, excepto los sólidos sedimentables)

CONSTITUYENTE	CONCENTRACIÓN		
	FUERTE	MEDIA	DÉBIL
Sólidos totales:	1200	720	350
Disueltos totales	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
En suspensión totales	350	220	100
Fijos	75	55	20
Volátiles	275	165	80
Sólidos sedimentables (mL/L)	20	10	5
Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días y a 20° C. (DBO ₅ a 20° C.)	400	220	110
Carbono Orgánico Total (COT)	290	160	80
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	1000	500	250
Nitrógeno Total	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoníaco libre	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo Total	15	8	4
Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
Cloruros ^a	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO ₃) ^a	200	100	50
Grasa	150	100	50

^a Los valores deberían incrementarse en la cantidad correspondiente contenida en el agua de suministro.

Tabla 3 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DEL AGUA RESIDUAL Y SU PROCEDENCIA (todos los valores se expresan en mg/L, excepto los sólidos sedimentables)

CARACTERÍSTICAS	PROCEDENCIA
PROPIEDADES FÍSICAS:	
Color.	Aguas residuales domésticas e industrias, desintegración natural de materiales orgánicos.
Olor.	Agua residual en descomposición, vertidos industriales.
Sólidos.	Aguas de suministro, aguas residuales domésticas e industriales, erosión del suelo, infiltraciones y conexiones incontroladas.
Temperatura.	Aguas residuales domésticas e industriales.
CONSTITUYENTES QUÍMICOS:	
ORGÁNICOS:	
Carbohidratos.	Aguas residuales, comerciales e industriales.
Grasas animales, aceite y grasa.	Aguas residuales domésticas, comerciales e industriales.
Pesticidas.	Residuos agrícolas.
Fenoles.	Vertidos industriales.
CARACTERÍSTICAS	PROCEDENCIA
PROPIEDADES QUÍMICAS:	
Proteínas.	Aguas residuales domésticas e industriales.
Agentes termoactivos.	Aguas residuales domésticas e industriales.
Otros.	Desintegración natural de materiales orgánicos.

continuación

CARACTERÍSTICAS	PROCEDENCIA
PROPIEDADES QUÍMICAS: INORGÁNICOS:	
Alcalinidad.	Aguas residuales domésticas, agua de suministro, infiltración del agua subterránea.
Cloruros.	Agua de suministro, aguas residuales domésticas, infiltración del agua subterránea, ablandadores de agua.
Metales pesados.	Vertidos industriales.
Nitrógeno.	Aguas residuales domésticas y residuos agrícolas.
PH.	Vertidos industriales.
Fósforo.	Aguas residuales domésticas e industriales, escorrentía residual.
Azufre.	Aguas de suministro, aguas residuales, domésticas e industriales.
Compuestos tóxicos.	Vertidos industriales.
GASES:	
Ácido sulfhídrico.	Descomposición de las aguas residuales domésticas.
Metano.	Descomposición de las aguas residuales domésticas
Oxígeno.	Agua de suministro, infiltración del agua superficial.
CONSTITUYENTES BIOLÓGICOS:	
Animales.	Cursos de agua y plantas de tratamiento.
Plantas	Cursos de agua y plantas de tratamiento.
Protistas.	Aguas residuales domésticas, plantas de tratamiento.
Virus.	Aguas residuales domésticas.

1.3 LOS SÓLIDOS DE LAS AGUAS RESIDUALES.

Los sólidos pueden clasificarse en dos grupos generales según su composición o su condición física. Tenemos así, los sólidos orgánicos y los sólidos inorgánicos, los cuales a su vez pueden estar disueltos o suspendidos.

Sólidos orgánicos. En general son de origen animal o vegetal, que incluyen productos de sus desechos, materia muerta, organismos o tejidos; también pueden incluirse compuestos orgánicos sintéticos. Son sustancias que contienen Carbono, Hidrógeno y Oxígeno, pudiendo estar combinados algunos con Nitrógeno, Azufre o Fósforo. Están sujetos a degradación o descomposición por acción de las bacterias y otros organismos vivos, además son combustibles.

Sólidos inorgánicos. Son sustancias inertes que no están sujetas a la degradación; se les conoce como sustancias minerales: arena, grava, fango y sales minerales; y por lo general no son combustibles. La cantidad de sólidos, tanto orgánicos como inorgánicos en las aguas negras, les confieren su capacidad para degradarse o descomponerse.

CONDICIÓN FÍSICA Y COMPOSICIÓN DE LOS SÓLIDOS CONTENIDOS EN UNA AGUA NEGRA DOMÉSTICA

Sólidos Totales [600] (100)	{ Sólidos Suspendedos [200] (33.3) Sólidos Disueltos [400] (66.7)	{ Sólidos Sedimentables [120] (60) Sólidos Coloidales [80] (40)	{ Orgánicos [90] (75) Inorgánicos [30] (25)
			{ Orgánicos [55] (69) Inorgánicos [25] (31)
		{ Sólidos Coloidales [40] (10) Sólidos Disueltos [360] (90)	{ Orgánicos [30] (75) Inorgánicos [10] (25) Orgánicos [125] (35) Inorgánicos [235] (65)

Nota: los datos encerrados en corchetes indican la cantidad de sólidos en ppm, los demás son porcentajes.

Los sólidos pueden clasificarse de acuerdo a su condición física como: sólidos suspendidos, coloidales y disueltos.

Sólidos suspendidos. Son aquellos que están en suspensión y son perceptibles a simple vista, pueden separarse del agua negra por medios físicos o mecánicos como son la sedimentación y la filtración. Los sólidos suspendidos pueden dividirse en sólidos sedimentables y sólidos coloidales.

Sólidos sedimentables. Son la porción de los sólidos suspendidos cuyo tamaño y peso es suficiente para que se sedimenten en un tiempo determinado.

Sólidos coloidales suspendidos. Se definen como la diferencia entre los sólidos suspendidos totales y los sólidos suspendidos sedimentables, constituyen una fracción de los sólidos sedimentables que no pueden eliminarse fácilmente mediante tratamientos físicos o mecánicos.

Sólidos disueltos. No todos estos sólidos están verdaderamente disueltos, puesto que se incluyen algunos sólidos en estado coloidal. Los sólidos disueltos se componen de moléculas orgánicas e inorgánicas e iones que se encuentran presentes en el agua.

Sólidos totales. Son la totalidad de sólidos orgánicos e inorgánicos.

1.4 GASES DISUELTOS. OXÍGENO DISUELTO (O. D.). BIÓXIDO DE CARBONO (CO₂). ÁCIDO SULFHÍDRICO (H₂S). AMONIACO. METANO.

Las aguas negras contienen pequeñas y variables concentraciones de gases disueltos. Entre los gases más frecuentemente encontrados en el agua residual sin tratar son: el Nitrógeno (N₂), el Oxígeno (O₂), el anhídrido carbónico (CO₂), el Ácido Sulfhídrico (también conocido como sulfuro de hidrógeno [H₂S]), el Amoníaco (NH₃) y el Metano (CH₄). Los tres primeros son gases comunes en la atmósfera y se encuentran en todas las aguas que están expuestas al aire. Los tres últimos proceden de la descomposición de la materia orgánica presente en el agua sin tratar, otros gases con los que debemos estar familiarizados son el Cloro (Cl₂) y el Ozono (O₃) (desinfección y control de olores) y los Óxidos de azufre (procesos de combustión)

El Oxígeno, más conocido como Oxígeno Disuelto (OD), es necesario para que se verifiquen todas las reacciones biológicas y bioquímicas. Son los organismos aerobios los que hacen este trabajo si hay oxígeno presente y es la descomposición aerobia de los sólidos orgánicos la que tiene lugar. Cuando no hay oxígeno, son los organismos anaerobios los que predominan y

resulta la putrefacción, por lo tanto, las reacciones que se llevan a cabo en las aguas negras dependen del oxígeno disuelto que contenga el agua.

El Oxígeno se disuelve en el agua por contacto del aire con la superficie del agua, hasta alcanzar el punto de saturación a una temperatura determinada. La temperatura influye en la cantidad de oxígeno presente en el agua, teniendo la siguiente relación:

T (° C)	0	10	20	30
OD (mg/l)	14.6	11.3	9.1	7.6

El flujo turbulento de una corriente sobre piedras, riscos y rápidos, aumentan la velocidad de disolución del oxígeno, o sea la re-aireación. Por medio de la re-aireación se consigue oxígeno adicional además del oxígeno disuelto.

El ácido sulfhídrico se forma por la descomposición de la materia orgánica que contiene azufre o por la reducción de sulfitos y sulfuros minerales. No se forma en grandes cantidades en presencia de oxígeno. Es un gas incoloro, inflamable, que tiene el olor característico de huevos podridos. El ennegrecimiento del agua residual y el fango se debe generalmente a la formación de ácido sulfhídrico que se combina con el Hierro presente para formar Sulfuro Ferroso (FeS). Aunque el ácido sulfhídrico es el gas formado más importante desde el punto de vista de los olores, pueden formarse otros compuestos volátiles, tales como el Indol, el Eskatol, y los Mercaptanos que durante la descomposición anaerobia pueden producir olores peores que el ácido Sulfhídrico.

El Metano es un hidrocarburo incoloro e inodoro de gran valor como combustible. Normalmente no se encuentra en grandes cantidades en el agua residual, por lo que incluso pequeñas cantidades de oxígeno tienden a ser tóxicas para los organismos responsables de la producción de metano, a veces se produce metano como resultado de una descomposición anaerobia en depósitos acumulados en el fondo, el metano es sumamente combustible y el peligro de explosión es considerable.

Las aguas negras pueden contener otros gases como son: dióxido carbónico resultado de la descomposición de la materia orgánica; el nitrógeno disuelto de la atmósfera; Aunque estos gases se encuentren en cantidades pequeñas, su función es importante en la descomposición y el tratamiento de los sólidos en las aguas negras e indican muy significativamente el progreso de tales procedimientos de tratamiento.

I.5 CAMBIOS QUÍMICOS EN LA COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS. DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO). DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO). OTROS.

La actividad de la vida biológica en las aguas negras produce muchos cambios en la composición química de los sólidos. Estos cambios indican la actividad de los microorganismos y miden el grado de descomposición de los sólidos. Sus cambios bioquímicos producen una eliminación de las moléculas de agua, lo hace que se aglomeren o floculen formando sólidos más pesados o sedimentables. Estos sólidos que se separan se conocen como lodos y arenas.

Los sólidos orgánicos complejos, son compuestos de carbono, nitrógeno, azufre, fósforo, hidrógeno, oxígeno y otros. En el proceso de descomposición aerobia el oxígeno se combina con otros elementos de manera que los productos finales son el dióxido de carbono, agua, nitratos, sulfatos, fosfatos y otras sustancias similares a las que se les llama sales minerales.

En la descomposición anaerobia, el oxígeno es eliminado de los compuestos complejos y se forman otros más sencillos; tales reacciones continúan hasta llegar a un producto final formado por sustancias inorgánicas y orgánicas estables.

Durante la descomposición química se forman productos intermedios, que son indicadores del progreso de la actividad bioquímica y del grado de tratamiento resultante. Los cambios químicos o bioquímicos de las aguas negras se miden mejor mediante análisis químicos; por medio de estos análisis se puede:

- Identificar y medir las reacciones bioquímicas.
- Identificar y medir los compuestos químicos formados en las reacciones bioquímicas.
- Medir el grado y velocidad de descomposición de los sólidos orgánicos.
- Medir la eficiencia de los métodos y dispositivos que se usan en el tratamiento de las aguas negras.

DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO (DBO)

El parámetro de contaminación más utilizado y aplicable en las aguas residuales y superficiales es la DBO a los 5 días (DBO_5). Supone esta determinación la medida de oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos en la oxidación bioquímica de la materia orgánica. La medida de la DBO es importante en el tratamiento de aguas residuales y para la gestión técnica de la calidad del agua por que se utiliza para determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requeriría para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente. Los resultados de la DBO se utilizan para:

1. Determinar la cantidad aproximada de oxígeno que se requiere para estabilizar biológicamente la materia orgánica presente.
2. Determinar el tamaño de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales,
3. Medir la eficiencia de algunos procesos de tratamiento.

La oxidación bioquímica es un proceso que tarda un tiempo infinito en completarse, sin embargo, al cabo de un período de 20 días, la oxidación se ha completado en un 95 a 99% y en un plazo de 5 días, la oxidación alcanza un 60 – 70%. La cinética de la reacción de la DBO se formula de acuerdo con una relación de primer orden y puede expresarse así:

$$\frac{dL_t}{dt} = -K'L_t$$

Donde L_t es la cantidad de DBO de la primera fase que queda en el agua en el tiempo t .

Durante la hidrólisis de las proteínas se produce materia no carbonosa, algunas bacterias autótrofas son capaces de utilizar el oxígeno para oxidar al amoníaco a nitritos y nitratos. La demanda de oxígeno de las materias nitrogenadas causada por las bacterias autótrofas se conoce como la segunda fase de la DBO. A los 20° C la velocidad de reproducción de las bacterias nitrificantes es muy lenta, normalmente deben de pasar de 6 a 10 días para que alcancen números significativos y ejerzan una demanda de oxígeno medible.

Las limitaciones de la DBO incluyen: la necesidad de tener que disponer de una elevada concentración de bacterias vivas y aclimatadas que no necesiten de un pretratamiento cuando haya residuos tóxicos; la necesidad de reducir los efectos de los organismos nitrificantes; que el ensayo no tenga validez estequiométrica una vez que la materia orgánica soluble presente en la solución haya sido utilizada. Posiblemente la limitación más seria consiste en que el período de 5 días puede o no corresponder al punto en que la materia orgánica soluble presente haya sido utilizada.

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO).

El ensayo de la DQO se emplea para medir el contenido de materia orgánica que contenga compuestos tóxicos para la vida biológica. La DQO de un agua residual es mayor que la DBO porque es mayor el número de compuestos que pueden oxidarse por vía química que bioquímicamente. En muchos tipos de aguas residuales es posible correlacionar la DQO con la DBO, esto es muy útil ya que la DQO puede determinarse en 3 horas mientras que la DBO supone 5 días.

CARBONO ORGÁNICO TOTAL (COT).

Otro medio para medir la cantidad de materia orgánica presente en el agua es a través del COT, aplicable a pequeñas concentraciones de materia orgánica. Este ensayo puede realizarse en poco tiempo. No obstante, algunos compuestos orgánicos existentes pueden no oxidarse y el valor medio del COT será ligeramente inferior a la cantidad real presente en la muestra.

DEMANDA TOTAL DE OXÍGENO (DTO).

Es un método instrumental que puede utilizarse para medir el contenido orgánico de las aguas residuales recientemente desarrollado. En este ensayo, las sustancias orgánicas y las inorgánicas se transforman en productos finales estables mediante combustión catalizada con platino. Se determina observando el contenido de oxígeno presente en el gas que transporta nitrógeno.

DEMANDA TEÓRICA DE OXÍGENO (DTeO).

El contenido de materia orgánica de los desechos de origen animal y vegetal son una combinación de carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno. Los principales grupos son: proteínas, carbohidratos, grasas y productos de descomposición. Si la fórmula química de la materia orgánica se conoce la DTeO puede calcularse mediante estequiometría.

El establecimiento de relaciones constantes entre distintas medidas del contenido orgánico depende de la naturaleza y origen del agua residual. De todas estas medidas, la más difícil de correlacionar con las demás es la DBO, sin embargo, para aguas residuales domésticas las relaciones DBO_5 / DQO y DBO_5 / COT varían de 0.4 a 0.8 y de 0.8 a 1.0, respectivamente.

II. DISPOSICIÓN Y REÚSO DE LAS AGUAS RESIDUALES

II.1. NECESIDAD DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES.

Uno de los problemas que se han agravado con el incremento industrial y la explosión demográfica es la contaminación del agua, causando preocupación, ya que el agua es vital para el desarrollo tanto social como industrial.

En la antigüedad el agua usada era arrojada al suelo y la basura junto con las excretas se manejaban en forma separada. En el siglo XIX con la invención de los excusados, cambió la situación y originó que el agua generada se transportara en forma conjunta con el agua pluvial. El empleo de los drenajes combinados que transportaban el agua contaminada a los cuerpos receptores creó problemas de salud y contaminación. La necesidad de depurar se considero obligatoria cuando se rebaso el límite de autodepuración y los problemas se hicieron más notorios. La depuración se inició a finales del siglo XIX con bases puramente empíricas y fue hasta 1930 cuando se inicio un desarrollo metodológico. Entre los primeros procesos que se aplicaron destacó el filtro percolador, con el que se pensó realizar una separación física de los contaminantes y posteriormente se descubrió su acción biológica.

II.2. CALIDAD DEL AGUA NO POTABLE PARA DIVERSOS USOS.

CRITERIOS DE CALIDAD

Para cada uno de los usos potenciales del agua, está asociada una determinada calidad mínima. A cada nivel de calidad se asocian diversos niveles de tratamiento del agua residual. Se han propuesto criterios de calidad del agua para cada uso. Cabe destacar que es necesaria la actualización de los criterios establecidos. Las limitaciones de los criterios son:

- En algunos de los criterios de calidad no existe información científica suficiente que permita fijar los niveles de calidad sobre bases técnicas indispensables.
- Existen diferentes grados de profundidad en la información científica que sustenta los criterios.
- Se emplean diferentes factores de seguridad en el establecimiento de los criterios debido a falta de información científica concluyente.
- En algunos casos, se emplean bases diferentes a las de protección de la salud pública para el establecimiento de los criterios de calidad.
- Los instrumentos para la medición de criterios de calidad de baja concentración no están siempre disponibles.
- La investigación científica sobre los efectos de los contaminantes en el medio puede conducir a cambios de importancia en los criterios establecidos.

El uso de aguas residuales en la agricultura es el más importante, aún con el riesgo que representa para la salud pública el riego de cultivos con aguas que no han sido sometidas a tratamiento alguno. Han sido múltiples las aplicaciones de agua tratada para riego agrícola en muchas partes del mundo, por lo que se puede decir que existe suficiente evidencia del comportamiento de los factores que intervienen en este proceso, como son: salinidad, tipo de suelo, permeabilidad, toxicidad, pH, etc., además de que se han hecho intentos para reglamentar la calidad para este fin.

CLASIFICACIÓN DEL REÚSO.

- A. Agrícola
 - 1 Para productos que se consumen crudos
 - 2 Para productos que se consumen cocidos o procesados
- B. Industrial
 - 1 Para enfriamiento
 - 2 Para procesos
 - 3 Para servicios
- C. Recreativos
 - 1 Con contacto directo
 - 2 Sin contacto directo
- D. Municipales
 - 1 Para riego de áreas verdes
 - 2 Para limpieza de calles o hidrantes
- E. Acuicultura
 - 1 Para cultivos y especies de interés comercial
 - 2 Para cultivos y especies de interés ecológico
- F. Recarga de acuíferos
 - 1 Por infiltración superficial
 - 2 Por inyección directa
- G. Intercambio
 - 1 Sectorial
 - 2 Regional

A continuación se presenta el marco de clasificación de los usos del agua tratada. Para cada uso se establecen los criterios que son considerados para la recomendación de normas de calidad.

Reúso agrícola. Se ha dividido en dos usos potenciales para fines agrícolas. Riego para productos agrícolas que son para consumo humano y se consumen crudos; y, riego para los productos alimenticios que se consumen cocidos o procesados.

Productos que se consumen cocidos o procesados. Se considera que el agua residual usada para el riego agrícola de comestibles que se consumen cocidos o procesados es utilizada en forma continua todo el año, en todo tipo de suelo. No se considera en este criterio condiciones de suelo que pudieran requerir niveles diferentes de calidad del agua. Asimismo, no se considera ningún tratamiento adicional al agua tratada (Tabla 4).

Productos que se consumen crudos. El agua tratada para el riego de cultivos destinados al consumo humano y que se consumen crudos, una excepción son los frutales cuyas normas de calidad dependen del sistema de riego. Se considera que las aguas de riego son utilizadas en forma continua durante todo el año, en todo tipo de suelo. No se consideran en este criterio condiciones de suelo que requieren niveles de calidad del agua diferente. Asimismo, no se considera ningún tratamiento adicional al agua tratada (Tabla 5).

Tomando en cuenta que los parámetros: salinidad, boro y relación de adsorción de sodio (RAS) son de importantes, dependiendo del tipo de cultivo, se muestran los límites recomendados de la calidad del agua para riego de estos parámetros (Tabla 6 y Tabla 7).

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 4. CRITERIOS DE CALIDAD PARA AGUAS DE RIEGO, PARA PRODUCTOS QUE SE CONSUMEN COCIDOS (mg L⁻¹, excepto si se presenta en otra unidad)

PARÁMETRO	CRITERIO DE CALIDAD
Aluminio	5.00
Arsénico	0.10
Coliformes fecales	1000 NMP/ 100ml
Berilio	0.10
Boro	1.00
Cadmio	0.01
Cromo	0.10
Cobalto	0.05
Cobre	0.20
Fluoruros	1.00
Hierro	5.00
Plomo	5.00
Litio	2.50 ^a
Manganeso	0.20
Molibdeno	0.01
Níquel	0.20
Ph	6.0 – 9.0
Fenoles	50.00
Selenio	0.02
RAS	< 18
	< 700 ^b
Sólidos disueltos	700 – 2100 ^c
	> 2100 ^d
Sulfatos	200.00
Vanadio	0.10
Zinc	2.00

^a 0.075 para el riego de cítricos.

^b clase I, apta para la mayoría de los cultivos.

^c clase II, depende del suelo y cultivos.

^d inadaptable en casi todos los casos.

Tabla 5 CRITERIOS DE CALIDAD PARA AGUA DE RIEGO PARA PRODUCTOS QUE SE CONSUMEN CRUDOS (mg L⁻¹, salvo que se indique de otra forma)

PARÁMETRO	CRITERIO DE CALIDAD	
	USO CONTINUO	USO OCASIONAL
Aluminio	5.00	20.00
En suelos ácidos reduce la productividad, en suelos con pH > 5.5 se precipita y se elimina la toxicidad.		
Arsénico	0.10	2.00
Su toxicidad varía de 0.05 ppm para el arroz hasta 12 ppm para el pasto tipo Sudán		
Coliformes fecales	10 NMP 100mL ⁻¹	---
DBO	20.00	---
Sólidos suspendidos totales	20.00	---
Turbiedad (UT)	10.00	---
Berilio	0.10	0.50
Su toxicidad varía desde 0.5 ppm para ciertos tipos de frijol, hasta 5 ppm para ciertas coles.		
Boro	1.00 ^a	2.00
Esencial para el crecimiento de las plantas, dosis óptimas en un rango de décimas de mg L ⁻¹ , tóxicas a niveles de 1 mg L ⁻¹ para ciertas plantas como los cítricos.		
Cadmio	0.30	0.50
Tóxico para nabos, betabel y frijoles en concentraciones hasta de 0.1 mg L ⁻¹ , se recomienda su control cuidadoso		

continuación

PARÁMETRO	CRITERIO DE CALIDAD	
	USO CONTINUO	USO OCASIONAL
Cromo	0.10	1.00
No se considera como elemento esencial para el crecimiento de las plantas		
Cobalto	0.20	5.00
Tóxico para tomates en concentraciones de 0.1 mg L ⁻¹ . Es activo en suelos neutros o alcalinos		
Cobre	0.20	5.00
Tóxico para numerosas plantas en concentraciones de 0.1 a 1 mg L ⁻¹		
Fluoruros	2.00	15.00
Inactivo en suelos neutros a alcalinos		
Hierro	5.00	20.00
No tóxico en suelos aireados, puede contribuir a la acidificación de los suelos y a la pérdida de fósforo y molibdeno		
Plomo	5.00	10.00
En concentraciones arriba de las recomendadas inhibe el crecimiento de las plantas		
Litio	2.50 ^b	2.50
Tolerado por la mayor parte de los cultivos hasta 5 mg L ⁻¹ , excepto cítricos para los cuales se recomienda concentraciones máximas de 0.075 mg L ⁻¹ ; alta movilidad en el suelo		
Manganeso	0.20	10.00
Toxico para muchos cultivos en suelos ácidos, en concentraciones de unas décimas a unos mg L ⁻¹		
Molibdeno	0.01	0.05
No es tóxico a las plantas, en concentraciones excesivas puede ser tóxico para el ganado alimentado con forrajes con exceso de molibdeno		
Níquel	0.20	2.00
Tóxico para numerosos cultivos en concentraciones de 0.5 a 1.00 mg L ⁻¹ ; su toxicidad se atenúa en suelos neutros o alcalinos		
PH	6.0 - 9.0	---
Fenoles	50.00	---
Selenio	0.02	0.02
Tóxico a las plantas y al ganado alimentado con forrajes con concentraciones altas de selenio		
RAS	< 18	---
Sólidos disueltos	< 700 ^c	---
	700 - 2100 ^d	---
	> 2100 ^e	---
Sulfatos	200.00	---
Vanadio	0.10	1.00
Tóxico para numerosos cultivos en bajas concentraciones		
Zinc	2.00	10.00
Existe un amplio ámbito de concentraciones tóxicas para distintos cultivos; su toxicidad de atenúa en suelos neutros o alcalinos (pH > 6.0) o en suelos orgánicos o de textura fina		

^a 0.5 para frutales.

^b 0.075 para el riego de cítricos

^c clase I, apta para la mayoría de los cultivos.

^d clase II, depende del suelo y cultivos.

^e inadaptable en casi todos los casos

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 6. CLASIFICACIÓN DE AGUAS PARA RIEGO.

CLASE DE AGUA	PARÁMETROS				
	SODIO (%)	COND. (µMHOS/CM)	BORO (MG/L)		
			CULTIVOS SENSIBLES	CULTIVOS SEMITOLERANTES	CULTIVOS TOLERANTES
Excelente	< 20	< 250	0.33	< 0.67	<1.00
Buena	20 - 40	250 - 750	0.33 - 0.67	0.67 - 1.33	1.00 - 2.00
Permisible	40 - 50	750 - 2000	0.67 - 1.00	1.33 - 2.00	2.00 - 3.00
Dudosa	60 - 80	2000 - 3000	1.00 - 1.25	2.00 - 2.50	3.00 - 3.75
Inaceptable	> 80	>3000	> 1.25	> 2.50	> 3.75

Tabla 7. CLASIFICACIÓN DE AGUAS EN FUNCIÓN DE LA RELACIÓN DE ADSORCIÓN DE SODIO.

CALIDAD DEL AGUA	RAS
Excelente	< 10
Buena	10 - 18
Regular	18 - 25
Mala	> 25

REUSO INDUSTRIAL.

Enfriamiento.

ENFRIAMIENTO DE UN SOLO PASO. El uso del agua tratada para fines de enfriamiento es el mayor de los usos industriales en México. El agua de enfriamiento es empleada para la condensación de vapor de agua o para enfriar agua caliente que es retornada al sistema que la aprovechó. En el caso del enfriamiento de un solo paso se utiliza una sola vez para descargarse a su fuente de captación o a otro sistema.

Debido a los grandes volúmenes de agua que se necesitan para este fin, se considera impráctico el modificar la calidad del agua de enfriamiento mediante tratamiento. Lo que debe evitarse en este tipo de sistemas, es el bloqueo del equipo con sólidos y la formación de películas bacterianas en el sistema de enfriamiento y fomentar la reducción del potencial corrosivo del agua.

El uso de agua para enfriamiento de un solo paso requiere grandes volúmenes, por lo que el criterio se limita a la reducción de contaminantes que pudieran sedimentarse en el sistema de enfriamiento. El agua no debe ser corrosiva. En la Tabla 8 se presentan los criterios de calidad recomendados para este uso, en algunos casos puede ser necesario agregar productos inhibidores de corrosión y de crecimiento biológico.

Tabla 8 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA ENFRIAMIENTO DE UN SOLO PASO.

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Alcalinidad	500
Aluminio	1.00
Bicarbonato	600
Calcio	200
Demanda química de oxígeno	75
Cloruros	600
Cobre	^a

CONTINUACIÓN	
PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Dureza	850
Hierro	0.50
Manganeso	0.50
Hierro + Manganeso	0.50
Nitrógeno NH ₃ -N	^a
Grasas y aceites	No flotante
OD	Aeróbico
pH	5.0 – 8.3
Sílice	50
Sólidos suspendidos	5000
Sólidos disueltos	1000
Sulfatos	680
Temperatura	^a
Zinc	^a

^a Aceptable como se reciba.

ENFRIAMIENTO CON RECIRCULACIÓN. El agua usada para enfriamiento con recirculación representa un volumen considerable del agua total que se emplea en la industria, la extracción de agua en este caso es de un 10 ó 15% del agua de recirculación, es indispensable llevar a cabo la purga del agua en recirculación para evitar la acumulación de contaminantes debido al proceso de evaporación que ocurre en el sistema.

El tratamiento del agua para este reúso se aplica al agua que sustituye a las purgas del proceso, que requiere de mejor calidad que el agua de enfriamiento de un solo paso, debido a que el agua completa varios ciclos acumulativos de contaminantes antes de ser desechada como agua de purga. Las bases que rigen la determinación de los criterios de calidad del agua tratada para este tipo de reúso son:

- No forma depósitos en las superficies intercambiadoras.
- No es corrosiva.
- No contiene nutrimentos en cantidades que produzcan crecimiento bacteriano en el sistema.
- Minimiza la formación de espuma.
- No deteriora el material que integra las torres de enfriamiento.

Tabla 9 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA ENFRIAMIENTO CON RECIRCULACIÓN.

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Alcalinidad	350
Aluminio	0.10
Bicarbonato	24
Calcio	50
Demanda química de oxígeno	75
Cloruros	500
Magnesio	1
Dureza	650
Hierro	0.50
Manganeso	
Hierro + Manganeso	0.50
Nitrógeno NH ₃ -N	1
Grasas y aceites	No flotante
OD	Aeróbico

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
PH	5.0 - 8.3
SAAM	1.0
Sílice	50
Sólidos suspendidos	100
Sólidos disueltos	800
Sulfatos	200
Temperatura	1
Zinc	1

aceptable como se reciba.

Proceso.

GENERACIÓN DE VAPOR. En plantas generadoras de energía eléctrica que emplean combustibles fósiles, se emplea agua de sustitución en calderas con objeto de reemplazar las pérdidas que ocurren en el ciclo de vapor, derivadas de:

- Purga de calderas
- Utilización de vapor para limpieza de la caldera
- Fugas en el sistema
- Utilización del vapor para otros fines

El agua para alimentación de todo tipo de calderas debe estar libre de material suspendido y con bajo contenido de oxígeno disuelto. Los requerimientos de calidad del agua se vuelven más estrictos en cuanto mayor sea la presión de operación de la caldera, con objeto de prevenir la formación de depósitos y fallas en sus componentes. Entre los parámetros de calidad del agua que se consideran más importantes para este tipo de uso son: sólidos disueltos y suspendidos, dureza, hierro, cobre, sílice y aceites.

Tabla 10 CRITERIOS DE CALIDAD PARA ALIMENTACIÓN DE CALDERAS.

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	PRESIÓN DE LA CALDERA (lb pulg ⁻²)			
	0 - 150	150 - 700	700 - 1500	1500 - 5000
Alcalinidad	350	100	40	1
Aluminio (óxido)	5.00	0.10	0.01	0.01
Bicarbonatos	170	120	48	.50
Calcio	^a	0.40	0.01	0.01
DQO	5	5	1	1
Cloruros	^a	^a	^a	^a
Cobre	0.50	0.05	0.05	0.01
Dureza	350	1	0.70	0.07
Hierro	1	0.30	.05	0.01
Manganeso	0.30	0.10	0.01	0.01
Magnesio	^a	0.25	0.01	0.01
Nitrógeno NH ₃ -N	0.10	0.10	0.10	0.07
OD	2.50	0.007	0.007	0.007
pH (máx-mín)	7.0 - 10.0	8.2 - 10.0	8.2 - 9.0	8.8 - 9.4
SAAM	1	1	.50	0.10
Sílice	30.00	10.00	0.70	0.01
Sólidos suspendidos	10.00	5.00	0.50	0.05
Sólidos disueltos	700	500	200	0.50
Sulfatos	^a	^a	^a	^b
Temperatura	^a	^a	^a	^a
Zinc	^a	0.01	0.01	0.01

^a aceptable como se reciba.

^b controlada por el tratamiento de otros parámetros.

INDUSTRIA ALIMENTICIA. En esta categoría existen una gran cantidad de industrias que demandan importantes volúmenes de agua; dentro de los que se encuentran: industria del azúcar, frutas y legumbres, enlatados y congelados, productos lácteos, empacadoras de carne y procesamiento de aves. Aunque no toda el agua tiene un uso consuntivo o es incorporada en el producto final; en la mayoría de los casos el agua es utilizada para lavado, blanqueado, pasteurizado, limpieza del equipo, enfriamiento del producto final y para el transporte del producto dentro de la planta de procesamiento.

Los procesos de limpieza, pueden ser variables y tienen como objeto el librar a los productos crudos de: tierra adherida, jugos secos, insectos y residuos químicos, y se llevan a cabo mediante aspersores de alta presión. El agua en este tipo de proceso debe estar libre de materia que pueda degradar la calidad o integridad del producto alimenticio, por lo que la calidad del agua empleada debe ser potable, salvo en aquellos casos en donde el agua no entra en contacto con el producto. En algunos casos es necesaria agua de mejor calidad que la potable.

La cantidad de bacterias presentes en operaciones de procesamiento de alimentos es particularmente importante y limita la cantidad de agua recirculada que puede usarse en la planta, debido a que los conteos microbianos aumentan con cada uso del agua. La concentración de ciertos parámetros químicos debe ser baja cuando su presencia causa sabor, olor, coloración, depósitos o deterioro de calidad o cantidad de vitaminas de los productos alimenticios.

Tabla 11 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA USO INDUSTRIAL DE ALIMENTOS Y SIMILARES.

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Acidez	0.00
Alcalinidad	200
Arsénico	0.5
Bario	1.00
Cadmio	0.01
Coliformes totales (NMP)	2.20
Calcio	100
DQO	a
Cloruros	200
Cromo	0.05
Cobre	1.00
Color (unidades)	5
Cianuro	0.01
Dureza	200
Flúor	1.00
Hierro	0.20
Manganeso	0.10
Magnesio	50
N-NH ₃	10
N-NO ₂	0
Olor	0.00
PH	7.0 - 8.5
Fenoles	0.001
Selenio	0.01
Sílice	50
Plata	0.05

Continuación

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Sólidos suspendidos	10
Sólidos disueltos	500
Sulfatos	250
Sabor	0
Turbiedad	5
Zinc	5

^a aceptable como se reciba

INDUSTRIA DE LA CELULOSA Y EL PAPEL. La producción de papel y similares depende del abastecimiento de grandes volúmenes de agua. El agua es empleada para el cocimiento y molienda de la madera, para el lavado de la pulpa, para el transporte de la fibra de papel a través de los procesos de blanqueado, refinación y formación de celulosa y papel terminado, y para la alimentación de calderas y torres de enfriamiento. Entre los parámetros de mayor relevancia para el empleo de agua tratada en este tipo de industria se encuentran: dureza, alcalinidad, turbiedad, color, hierro, los sólidos suspendidos, el manganeso, las algas y las bacterias.

La dureza en exceso interfiere con las operaciones de lavado, causa problemas en la formación de resinas y en los procesos de digestión, provoca precipitados de carbonato de calcio. El control de pH y gases disueltos es necesario para evitar problemas de corrosión en los equipos. El color puede afectar la brillantes del papel y es particularmente dañino cuando se produce papel blanco o teñido de alta calidad. Los sólidos suspendidos y la turbiedad afectan directamente al brillo y color del producto, interfieren con su textura y uniformidad, y propician el crecimiento de lama que provoca problemas de operación de la maquinaria empleada.

Tabla 12 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA USO INDUSTRIAL EN PRODUCTOS DE PAPEL Y SIMILARES.

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Alcalinidad	75
Dureza de calcio	50
Dureza de magnesio	5
Dureza total	100
Cloruros	75
Dióxido de carbono libre	10
Cloro residual	2
Hierro	0.10
Manganeso	0.05
Sílice	20
Sólidos disueltos	250
Turbiedad	25

INDUSTRIA QUÍMICA. La industria química es el segundo mayor usuario de agua para fines industriales, emplea del 60 al 70% en enfriamiento y el resto para fines productivos. Puede ser dividida en industria química orgánica e industria química inorgánica. El agua se utiliza para separar productos químicos, como medio para reacciones químicas, como medio de transporte, para lavado y enjuague y como parte del producto final. En algunos casos no se ha establecido una calidad mínima aceptable para el agua empleada, esto se debe a que hay una disponibilidad de agua de buena calidad, pero no significa que su calidad es la mínima que pudiera usarse.

Es poco frecuente la necesidad de usar agua de muy buena calidad, ya que sólo se demanda en aquellos casos en los que el uso del agua pudiera producir reacciones químicas desfavorables o cuando las características del producto final pudieran afectarse. Debido a la creciente cantidad de productos y procesos de la industria química, los criterios de calidad propuestos son generales. Algunos parámetros coinciden con los requerimientos de calidad de la industria química, como el caso de baja turbiedad, que es el parámetro de control más demandado por la mayoría de los procesos. Otros parámetros que se incluyen son: sólidos disueltos totales, dureza, alcalinidad, hierro y manganeso.

Tabla 13 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA USO INDUSTRIAL EN PRODUCTOS QUÍMICOS Y SIMILARES

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD ^A
Alcalinidad	500
Bario	1
Bicarbonatos	600
Calcio	250
DQO	^B
DBO	^B
Cloruros	500
Color (unidades)	500
Dureza	1000
Fierro	10
Manganeso	2
Magnesio	100
Nitrógeno NH ₃ -N	1
Olor	1
PH	5.9 - 9.0
OD	1
Sílice	^B
Sólidos suspendidos	10000
Sólidos disueltos	2500
Sulfatos	850
Temperatura	^B

^A excepto para rayón y plásticos.

^B aceptable como se reciba.

INDUSTRIA DEL PETRÓLEO. El agua tratada se emplea en los procesos de refinación, desalación y fraccionamiento, así como medio de transporte y almacenaje de productos. Puede ser dividida en extracción del petróleo, petroquímica básica y petroquímica secundaria. El proceso de refinación, dentro de la industria del petróleo e industrias conexas es el que tiene el mayor uso del agua. Otros usos del agua son insignificantes en comparación con la refinación. Por lo que el agua debe presentar poco contenido de sólidos suspendidos, cloruros y fierro.

Tabla 14. CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA USO INDUSTRIAL, PRODUCTOS DEL PETRÓLEO.

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Alcalinidad	300
Bicarbonatos	480
Calcio	100
DQO	1000

Continuación

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Cloruros	300
Dureza	900
Fierro	0.30
Fierro + manganeso	0.30
Magnesio	80
Nitrógeno NH ₃ -N	10
Nitrógeno NO ₂ -N	8
OD	0.01
Ph	6.0 - 9.0
Sílice	20
Sólidos suspendidos	30
Sólidos disueltos	1000
Sulfatos	300
Ácido sulfhídrico	0.50

INDUSTRIA METAL-MECÁNICA. La industria de metales primarios incluye todas aquellos establecimientos dedicados a: fundición y refinación de metales ferrosos y no ferrosos a partir de mineral, lingotes o chatarra, así como al vaciado y forjado y otros productos misceláneos de dichos metales. Dentro de los metales ferrosos, la producción de hierro y acero demandan la mayor cantidad de agua utilizada por este tipo de industria. Entre los metales no ferrosos destacan por su importancia el aluminio, el cobre, el zinc y el plomo.

La calidad del agua requerida por este tipo de industria no es muy restrictiva. Los parámetros de calidad que se consideran importantes son: sólidos sedimentables, suspendidos y disueltos; ácidos y alcalinidad, dureza, pH, cloruros, OD, temperatura, grasas y aceites y la materia flotante.

La producción de cobre requiere más agua. El agua debe ser baja en sólidos disueltos totales, calcio y cloruros. La mayor parte del volumen de agua empleado por la industria metálica es utilizado para metales ferrosos, los criterios de calidad que más se han desarrollado son para este tipo de industrias.

Tabla 14 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA USO INDUSTRIAL METAL-MECÁNICO.

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Alcalinidad	A
Dureza total	100
Cloruros	100
Coliformes totales(NMP)	200
DBO	50
Fosfatos	15
Grasas y aceites	1
Metales pesados	Trazas
Orgánicos	Tan bajo como sea posible
OD	Medio aerobio
PH	6.0 - 9.0
Sodio	75
Sólidos sedimentables (mL L ⁻¹)	5

Continuación

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Sólidos suspendidos	30 ^B
Sólidos disueltos	
Temperatura (°C)	25

^A se controla mediante el tratamiento.

^B se acepta como se reciba.

Servicios.

El agua tratada es usada para el riego de pastos y arbustos dentro de los límites de zonas industriales, para lavado de calles y automóviles, y en hidrantes o dispositivos contra incendios. El agua debe estar libre de sólidos suspendidos y con poca turbiedad.

REÚSO RECREATIVO.

Contacto directo.

El agua debe ser estéticamente agradable, sin olores, libre de aceites, grasas, material flotante y crecimientos acuáticos que pueden provocar olor desagradable o dificultades para su uso. Debe considerarse libre de patógenos y sustancias tóxicas que pueden causar irritación de los ojos o la piel. También debe ser suficientemente clara para permitir localizar objetos sumergidos. La ingestión de cantidades limitadas de agua no debe causar enfermedad alguna. Varios parámetros de calidad se han tomado en cuenta en los criterios de calidad para este tipo de uso, entre los que sobresalen el número de coliformes y el pH.

Con respecto al contenido de coliformes, se han realizado estudios que han demostrado un incremento significativo de enfermedades en nadadores que utilizan aguas con concentraciones de coliformes mayores a 2300 NMP 100 mL⁻¹, aunque se han presentado casos de enfermedades a concentraciones menores. La condición ideal de pH del agua es de 7.4, el cual corresponde al del fluido lagrimal del ojo, por razones prácticas se ha recomendado de 6.5 – 8.3 y 6.0 – 9.0, para aguas de baja y alta capacidad amortiguadora, respectivamente.

Otros parámetros de interés son la temperatura, la composición química y la claridad del agua. La temperatura es de gran importancia, ya que valores fuera del rango de 15 a 35° C pueden producir problemas de tensión, inconsciencia e incluso la muerte de los nadadores. En la tabla 16 se presenta un resumen de la esperanza de vida de adultos inmersos en aguas a diversas temperaturas y tiempos de exposición.

Tabla 15. ESPERANZA DE VIDA EN EL AGUA (DURACIÓN ESPERADA EN HORAS PARA ADULTOS PORTANDO CHALECOS SALVAVIDAS E INMERSOS EN AGUAS A DIFERENTES TEMPERATURAS)

DURACIÓN HORAS	TEMPERATURA (° C)								
	0	5	10	15	20	25	30	35	40
0.5	M	M	S	S	S	S	S	S	M
1.0	L	M	M	S	S	S	S	S	L
2.0	L	L	M	S	S	S	S	S	L
3.0	L	L	L	M	S	S	S	S	L
4.0	L	L	L	L	M	S	S	S	L

L = Letal, 100% de esperanza de muerte.

M = Marginal, 50% de esperanza de pérdida de conciencia y muerte por ahogo.

S = Segura, 100% de supervivencia.

Las características químicas del agua para este tipo de uso deben ser tales que ésta no sea tóxica ni produzca irritación de la piel, oídos o membranas mucosas del individuo. Como se reconoce el hecho de que se ingieren pequeñas cantidades de agua cuando se práctica la natación, el agua no debe contener compuestos tóxicos. Con respecto a la claridad del agua, es necesario que ésta permita distinguir profundidades y objetos en el fondo; desde el punto de vista estético, entre más clara sea el agua más atractiva es para los usuarios. Por ello, la turbiedad es un parámetro de control necesario en este uso. Los nutrimentos, especialmente fósforo y nitrógeno, pueden causar crecimiento de maleza acuática e interferir con la claridad del agua.

El olor y los sólidos sedimentables son parámetros estéticos generales que pueden formar depósitos en el fondo del cuerpo de agua empleado para este fin. El olor puede ser minimizado al producir un efluente bien oxidado que contenga suficiente oxígeno disuelto para que se mantengan condiciones aerobias. Se considera que los sólidos suspendidos no afectan al tener un efluente que no exceda de 20 mg L^{-1} de sólidos suspendidos.

Tabla 16. CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA USO RECREATIVO CON CONTACTO DIRECTO.

PARÁMETRO (mg L^{-1})	CRITERIO DE CALIDAD
Crecimiento acuático	Virtualmente libre
Coliformes fecales (NMP 100mL^{-1})	200
T. disco secchi (m)	1.25
DQO	30
Color	Virtualmente libre
Materia flotante	Virtualmente libre
Olor	Virtualmente libre
Grasas y aceites	Virtualmente libre
Nitrógeno total	10
PH	6.5 – 8.3
Fosfatos	0.20
Sólidos sedimentables	Libre
Sólidos suspendidos	5
Temperatura máxima ($^{\circ}\text{C}$)	35
Temperatura mínima ($^{\circ}\text{C}$)	15

Sin contacto directo prolongado.

El agua debe ser estéticamente agradable, libre de aceite, grasas, material flotante y libre de crecimiento masivo de plantas acuáticas que pueden provocar olor desagradable o dificultades para su uso. La ingestión de cantidades pequeñas de agua no debe ser peligrosa para la salud. La diferencia de este uso con el uso de contacto directo es exclusivamente el tiempo de contacto del individuo con el agua tratada. En este caso, no se espera que el individuo se sumerja en el agua más que por razones accidentales o extraordinarias. Este tipo de uso incluyen el remo, pesca y contacto ocasional derivado de estas actividades.

Las condiciones de calidad son menos restrictivas que en el caso de contacto directo basando los criterios de calidad en que de las tres condiciones que deben de cumplirse para la recreación con inmersión del individuo, en el caso de contacto secundario, solo la relativa a aspectos estéticos debe cumplirse. Los factores que afectan la calidad estética del agua son: materia flotante, sólidos suspendidos y sedimentables, depósito de lodos, formación de lama, crecimientos excesivos de maleza acuática, olor, color, sabor, turbiedad, grasas, aceites y natas visibles, agentes productores de espumas, y excesiva alcalinidad o acidez. El contenido de bacterias es menos restrictivo, al permitirse hasta de $5000 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ de coliformes totales.

Tabla 17 CRITERIOS DE CALIDAD DEL AGUA PARA USO RECREATIVO SIN CONTACTO DIRECTO

Parámetro (MG L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Crecimiento acuático	Virtualmente libre
Coliformes totales (NMP 100 mL ⁻¹)	5 000
DQO	60
Materia flotante	Virtualmente libre
Olor	Virtualmente libre
Grasas y aceites	Virtualmente libre
Ph	6.5 – 8.3
Sólidos sedimentables (mL L ⁻¹)	Libre

REÚSO MUNICIPAL.

Entre los usos municipales no potables se encuentran el lavado de calles, de coches y riego de áreas verdes urbanas. Aunque los pastos y arbustos son más resistentes a contaminantes que los cultivos agrícolas, algunos parámetros de calidad del agua para el riego urbano son más restrictivos que para el uso agrícola. Esto se debe al riesgo potencial a la salud pública por la presencia de virus y bacterias. Parámetros como sólidos suspendidos, grasas y aceites se consideran restrictivos ya que es importante prevenir bloqueos en los sistemas de riego.

Riego de áreas verdes.

El agua debe estar libre de sólidos suspendidos y con poca turbiedad, a fin de asegurar baja concentración de virus y bacterias.

Limpieza de calles e hidrantes.

El agua debe estar libre de sólidos suspendidos y con poca turbiedad, a fin de asegurar baja concentración de virus y bacterias.

Tabla 19 CRITERIOS DE CALIDAD PARA AGUA DE USO MUNICIPAL RIEGO DE ÁREAS VERDES, LIMPIEZA DE CALLES E HIDRANTES.

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Aluminio	5
Arsénico	0.10
Coliformes fecales (NMP 100 mL ⁻¹)	2.2
DBO	20
Sólidos suspendidos totales	15
Berilio	0.10
Boro	1
Cadmio	0.01
Cloruros	100
Cromo	0.10
Cobalto	0.05
Cobre	0.20
Fluoruros	2
Hierro	5
Plomo	5
Litio	2.5
Manganeso	0.20
Molibdeno	0.01
Níquel	0.20
PH	6.0 – 9.0

Continuación

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Fenoles	50
Grasas y aceites	Libre de ellas
Selenio	0.02
RAS	< 18
Sólidos disueltos	< 1 200
Sulfatos	200 a 400
Vanadio	0.10
Zinc	2.00

ACUACULTURA.

Se clasifica en acuicultura de agua caliente y agua fría, ya sea para cultivos y especies de interés comercial o de interés ecológico.

Acuicultura de agua fría.

Los usos potenciales de esta categoría incluyen todo tipo de vida acuática asociada con la acuicultura de agua fría. La acuicultura de agua fría y la del agua caliente difieren en la temperatura máxima permisible para su desarrollo, siendo de 18.2° C para agua fría y para agua caliente 29.9° C. El efecto de uno o varios contaminantes en el medio acuático, especialmente, en los peces se describe en términos de sus efectos letales sobre dichos organismos, aceptando que lo que es letal para los peces tiene poca probabilidad de ser letal para otros organismos acuáticos.

Los términos "concentración umbral" y "concentración límite" son usados frecuentemente. La concentración umbral es el punto en el cual se produce por primera vez un efecto fisiológico, es el punto en el que el organismo no ha sido dañado, pero se empieza a notar efectos ligeros. Una concentración límite es aquella en la cual el organismo es notoriamente afectado. La terminología usada por los toxicólogos define el límite medio de tolerancia (LT50) o la concentración media letal (LC50). Cada uno de estos términos representa la concentración de contaminantes que producen la muerte de 50% de los peces en experimentación, en un tiempo determinado.

La determinación de una norma de calidad implica aplicar a éstos un factor de seguridad. Este factor, se define como la relación entre la concentración recomendable entre la concentración letal. Varía dependiendo del tipo de peces y de los parámetros de calidad, desde 0.005 hasta 0.28, siendo el más común 0.02(50 x LC50). El agua para uso acuícola debe tener: pH de 6.0 a 9.0, OD mayor de 5 mg L⁻¹, conductividad de 150 a 300 µmho cm⁻¹, sólidos disueltos de 100 a 300 mg L⁻¹ sin exceder 1200 mg L⁻¹, pocos sólidos suspendidos y baja turbiedad para permitir el paso de la luz y una concentración de amoniaco no ionizada menor de 0.02 mg L⁻¹.

La mayoría de las especies de peces pueden sobrevivir con concentraciones bajas de OD, sin embargo, para el establecimiento de criterios de calidad resulta más apropiado establecer valores de OD requeridos para mantener diversos niveles de producción, desde el sostenimiento de la vida de los peces, hasta el aseguramiento de su reproducción y crianza. Esto normalmente se logra con un nivel mínimo de 5 mg L⁻¹.

Un factor determinante de la diversidad y abundancia de las especies acuáticas es la cantidad y calidad de los sólidos disueltos, que son empleados como nutrimentos y pueden causar problemas osmóticos y toxicidad directa a partir de ciertos niveles. La dureza de las aguas

superficiales es un componente de los sólidos disueltos totales, compuesta principalmente por iones de calcio y magnesio. Este parámetro se emplea como índice de calidad de agua. El agua dura, que es alta en iones de calcio y magnesio, reduce la toxicidad de muchos metales en organismos acuáticos y las aguas blandas aumentan esa toxicidad.

Los sólidos suspendidos pueden causar daños en las agallas de los peces, afectando sus funciones respiratorias y excretoras; además de inhibir la penetración de la luz, lo que ocasiona incrementos de temperatura en la superficie y reducción en la fotosíntesis. Los sólidos sedimentables pueden producir depósitos de lodo que pueden reducir sustancialmente el OD y el pH, además de producir gases dañinos para la vida acuática. Para los sólidos suspendidos se ha formulado un límite máximo de 25 mg L^{-1} con objeto de obtener un alto nivel de producción de la vida acuática.

El amoníaco en forma no ionizada ha sido calificado como severamente tóxico para los peces, es por ello que la norma de calidad recomendada es de 0.02 mg L^{-1} , estos parámetros garantizan que no se exceda el valor recomendado. Existen otros parámetros tóxicos, como los metales pesados, sus límites máximos recomendables se incluyen en los criterios de calidad.

Tabla 20 CRITERIOS DE CALIDAD PARA AGUA USADA EN LA ACUACULTURA -AGUA FRÍA-

PARÁMETRO (mg L^{-1})	CRITERIO DE CALIDAD
Alcalinidad	C. N. + 25%
Arsénico	0.05
Bario	5.00
Berilio	$0.011 - 1.1^1$
Cadmio	$0.0004 - 0.015^1$
Cloro	0.002
Color	C. N. + 10%
Cromo	0.10
Cobre	$0.01 - 0.4^1$
Cianuro	0.005
Flúor	1.50
Fierro	0.50
Plomo	$0.004 - 0.15^1$
Manganeso	1.00
Mercurio	0.00005
Níquel	$0.05 - 0.4^1$
Nitrógeno $\text{NH}_3 - \text{N}$	0.02 sin ionizar
Orgánicos	0.000001
Grasas y aceites	Sin flotantes visibles
OD	5.00
PH	6.0 - 9.0
Fenoles	0.0001
Selenio	0.05
Plata	$0.0001 - 0.00025^1$
Sólidos suspendidos	25
Sólidos disueltos	2,000
H_2S	0.002
Temperatura	18.2
Turbiedad	C. N. + 10%
Zinc	$0.05 - 0.6^1$

¹ Depende de la dureza del agua.
C. N. Condiciones naturales.

La acuicultura en aguas calientes.

Esta difiere de las aguas frías solamente en dos aspectos. El primero es la temperatura, el agua este caso se aumenta hasta 29.9° C, en segundo lugar, la acuicultura en aguas calientes permite un nivel de OD menor que en el agua fría. Sin embargo, se necesita de mantener un nivel alto de OD (5 mg L⁻¹) para que los peces puedan desarrollarse en todas las etapas.

Tabla 18 CRITERIOS DE CALIDAD PARA AGUA USADA EN ACUACULTURA -AGUA CALIENTE-.

PARÁMETRO (mg L ⁻¹)	CRITERIO DE CALIDAD
Arsénico	0.05
Bario	5.00
Berilio	0.011 – 1.1 ¹
Cadmio	0.0004 – 0.015 ¹
Cloro	0.002
Color	C. N. + 10%
Cromo	0.10
Cobre	0.01 – 0.04 ¹
Cianuro	0.005
Flúor	1.50
Hierro	0.50
Plomo	0.004 – 0.151
Manganeso	1.00
Mercurio	0.00005
Níquel	0.05 – 0.4 ¹
Nitrógeno NH ₃ -N	0.02 sin ionizar
Orgánicos (BPC)	0.000001
Grasas y aceites	Sin flotantes visibles
OD	5.00
PH	6.0 – 9.0
Fenoles	0.0001
Selenio	0.05
Plata	0.0001 – 0.00025 ¹
Sólidos suspendidos	25
Sólidos disueltos	2,000
H ₂ S	0.002
Temperatura	29.9
Turbiedad	C. N. + 10%
Zinc	0.05 – 0.6 ¹

¹ Depende de la dureza.
C. N. Condiciones naturales.

RECARGA DE ACUÍFEROS.**Infiltración superficial.**

Una referencia útil para la recarga de acuíferos por infiltración superficial, es la norma de calidad mínima que debe cumplir una fuente superficial de suministro para agua potable, ya que de cumplirse esta norma la posible contaminación por infiltración de aguas tratadas no es mayor que la que naturalmente ya ha ocurrido. También se recomienda que la calidad el agua a infiltrar debe al menos ser la misma a la del acuífero en donde se dispondrá dicha agua. Después de haber sido sometidas las aguas residuales a un tratamiento consistente en coagulación, clarificación, filtración y desinfección cumplen con las normas establecidas para el agua potable.

Inyección directa.

Se usa agua tratada de calidad equiparable a la del agua subterránea cruda que es apta para consumo humano, procesamiento de alimentos y uso domésticos sólo con desinfección. El agua llega a los acuíferos con la misma calidad con que sale de la planta de tratamiento. Si el acuífero se emplea en el suministro de agua potable, hay dos posibles criterios de calidad que han sido seguidos en otros países. El primero, que la calidad del agua debe ser igual a la del agua potable, en cuyo caso se aplican los criterios de calidad de reúso directo. El segundo criterio, es que el agua inyectada debe tener una calidad mínima igual a la del agua del acuífero, esta opción debe considerar la presencia de trazas de contaminantes que puedan estar presentes en el agua residual y que normalmente no son monitoreados en el agua subterránea.

Intercambio.

El agua de intercambio sectorial y regional, de un uso para otro, ya sea dentro del sector o dentro de una región puede ser posible. Para tal intercambio el agua debe tener la calidad requerida para el uso que se tenga destinado.

REUSO DIRECTO.

El uso del agua para fines potables se considera el más alto nivel de reúso que se puede alcanzar, aunque existen otros que requieren de una calidad más estricta en muchos aspectos. El reúso potable directo de aguas residuales tratadas, es una opción que debe ser estudiada antes de ponerse en práctica, debido a la escasa información disponible sobre los efectos a largo plazo de la ingestión de trazas de contaminantes, principalmente de origen sintético, que pueden encontrarse en las aguas residuales.

Los criterios mínimos de calidad que deberá cumplir el agua para este tipo de reúso son los criterios de agua potable. Pero el cumplimiento de estos criterios no garantiza la potabilidad del agua, pues hay que recordar que los criterios de agua potable no han sido pensados para la eventualidad de reusar en forma directa aguas residuales tratadas.

II.3 APROVECHAMIENTO DE LAS AGUAS TRATADAS.

Dada la falta de disponibilidad de agua en el país no es posible hablar de su depuración sin mencionar el reúso. Esto permite compaginar las necesidades de desarrollo planteadas por la industria, la agricultura y los asentamientos humanos, en los lugares donde escasea el agua. El patrón ideal de reúso en términos económicos y de ventajas para los usuarios son:

- Doméstico
- Industrial
- Agrícola

En áreas donde el agua es escasa las descargas residuales de tipo doméstico son usadas en la agricultura y la industria. En el caso del riego, su uso ha sido tradicional, incluso en regiones húmedas pues este sector demanda el 80% del total del agua utilizada. En México es una práctica común y muchas descargas están concesionadas a los agricultores. Incluso se cuenta con el distrito de riego más grande del mundo que emplea agua residual sin tratar. Dada la preferencia de los agricultores por aguas residuales sobre el agua clara por su poder fertilizante resulta interesante mantener estas propiedades que pueden afectarse con un tratamiento inadecuado. Se ha demostrado que el empleo del agua residual para riego es la causa principal

de las enfermedades por helmintos, el riesgo por ascariasis es 16 veces mayor que en las zonas donde se emplea agua limpia.

La necesidad de reúso motiva avances científicos y tecnológicos, pero sobre todo un cambio en la concepción de lo que son los contaminantes, ya que lo que afecta a los ríos y lagos son la materia orgánica, la DBO, el nitrógeno y el fósforo, no es dañino para la agricultura, por lo que no se consideran contaminantes. Para la agricultura el principal riesgo son los microorganismos. Los indicadores microbiológicos son organismos de un grupo específico, que con su presencia se demuestra que ocurrió contaminación fecal. Tradicionalmente se emplean los coliformes fecales, que son un componente normal de la biota del intestino humano, donde se encuentra en grandes cantidades. No son patógenos pero su aparición sugiere la presencia de otras bacterias, virus o protozoarios perniciosos para el ser humano. Se usan como indicadores debido a que:

- Pueden estar ausentes si la contaminación no es de origen fecal.
- Sobreviven menos tiempo que los coliformes totales, por lo que permiten suponer contaminación reciente si se encuentran en concentraciones altas.
- Es más sensible que los coliformes totales para reproducirse fuera del intestino.
- Los procedimientos de laboratorio para su cuantificación son sencillos.

Los coliformes fecales no sirven como indicadores de la presencia de huevos de helmintos en el agua. La vía de infección por helmintos es por medio de estadía de huevos, para detectarlos en las aguas residuales se requiere una técnica compleja que los separe de los demás sólidos suspendidos presentes para poderlos identificar al microscopio. Los huevos de helminto y sus quistes son resistentes al cloro, al ozono, la luz ultravioleta y sólo son removidos del agua por sedimentación, coagulación y filtración.

Para el reúso del agua para riego se necesita un proceso que no remueva, o al menos lo haga en una proporción adecuada, a los constituyentes que actúan como fertilizantes en el suelo. La materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo son parámetros que forman parte de las bases de diseño de los procesos de tratamiento, en especial de tipo biológico. Al mismo tiempo se debe controlar el problema de la diseminación de enfermedades gastrointestinales, tanto por los patógenos como los helmintos.

II.4 ASPECTOS LEGALES DE LA DISPOSICIÓN Y REÚSO DE LAS AGUAS RESIDUALES TRATADAS

RESUMEN DE LAS NORMAS OFICIALES MEXICANAS

NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas provenientes de drenajes separados de aguas pluviales.

Tabla 19 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS.

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS										
Parámetros Mg L ⁻¹ Excepto que se indique en otra unidad	Ríos						Embalses naturales y artificiales			
	Uso de riego agrícola (a)		Uso público urbano (b)		Protección de vida acuática (c)		Uso de riego agrícola (b)		Uso público urbano (c)	
	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD
Temperatura (° C) (1)	N. A.	N. A.	40	40	40	40	40	40	40	40
Grasas y aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia flotante (3)	Ausente									
Sólidos Sedimentables (mL L ⁻¹)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
SST	150	200	75	125	40	60	75	125	40	60
DBO ₅	150	200	75	150	30	60	75	150	30	60
Nitrógeno total	40	60	40	60	15	25	40	60	15	25
Fósforo total	20	30	20	30	5	10	20	30	5	10

(continuación)

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA CONTAMINANTES BÁSICOS										
Parámetros Mg L ⁻¹ Excepto que se indique en otra unidad	Aguas costeras						Suelo			
	Explotación pesquera, navegación y otros usos (a)		Recreación (b)		Estuarios (c)		Uso de riego agrícola (a)		Humedales naturales (b)	
	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD
Temperatura (° C) (1)	40	40	40	40	40	40	N. A.	N. A.	40	40
Grasas y aceites (2)	15	25	15	25	15	25	15	25	15	25
Materia flotante (3)	Ausente									
Sólidos Sedimentables (mL L ⁻¹)	1	2	1	2	1	2	N. A.	N. A.	1	2
SST	150	200	75	125	75	125	N. A.	N. A.	75	125
DBO ₅	150	200	75	150	75	150	N. A.	N. A.	75	150
Nitrógeno total	N. A.	N. A.	N. A.	N. A.	15	25	N. A.	N. A.	N. A.	N. A.
Fósforo total	N. A.	N. A.	N. A.	N. A.	5	10	N. A.	N. A.	N. A.	N. A.

(1) Instantáneo.

(2) Muestra simple promedio ponderado

(3) Ausente según el método de prueba definido en la NMX-AA-006

PM Promedio mensual.

PD Promedio diario

N. A. No aplica

(A), (B) y (C): Tipo de cuerpo receptor según la ley federal de derechos en materia de agua

Tabla 20 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS										
Parámetros (*)	Ríos						Embalses naturales y artificiales			
	Uso de riego agrícola		Uso público urbano		Protección de vida acuática		Uso de riego agrícola		Uso público urbano	
	(A)		(B)		(C)		(B)		(C)	
mg L ⁻¹ Excepto que se indique en otra unidad	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD
Arsénico	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.2	0.4	0.1	0.2	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cianuros	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0
Cromo	1.0	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	1.0	1.5	0.5	1.0
Mercurio	0.001	0.002	0.005	0.01	0.005	0.01	0.01	0.02	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.5	1.0	0.2	0.4	0.2	0.4	0.5	1.0	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(continuación)

LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES PARA METALES PESADOS Y CIANUROS										
Parámetros (*)	Aguas costeras						Suelo			
	Explotación pesquera, navegación y otros usos		Recreación		Estuarios		Uso de riego agrícola		Humedales naturales	
	(A)		(B)		(B)		(A)		(B)	
mg L ⁻¹ Excepto que se indique en otra unidad	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD	PM	PD
Arsénico	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cadmio	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2	0.2	0.4	0.1	0.2
Cianuros	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	2.0
Cobre	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0	4.0	6.0
Cromo	0.5	1.0	1.0	1.5	0.5	1.0	0.5	1.0	0.5	1.0
Mercurio	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.005	0.01	0.005	0.01
Níquel	2	4	2	4	2	4	2	4	2	4
Plomo	0.2	0.4	0.5	1.0	0.2	0.4	5.0	10.0	0.2	0.4
Zinc	10	20	10	20	10	20	10	20	10	20

(*) Instantáneo.

PM Promedio mensual.

PD Promedio diario

N. A. No aplica

(A), (B) y (C): Tipo de cuerpo receptor según la ley federal de derechos en materia de agua

NOM-002-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal con el fin de prevenir y controlar la contaminación de las aguas y bienes nacionales, así como proteger la infraestructura de dichos sistemas, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta norma no se aplica a la descarga de las aguas residuales domésticas, pluviales, ni a las generadas por la industria, que sean distintas a las aguas residuales de proceso y conducidas por drenaje separado.

Los límites máximos permisibles para contaminantes de las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, no deben ser superiores a los indicados en la

Tabla 24. Para las grasas y aceites es el promedio ponderado en función del caudal, resultante de los análisis practicados a cada una de las muestras simples.

Tabla 21 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES.

PARÁMETROS (mg L ⁻¹)	PROMEDIO MENSUAL	PROMEDIO DIARIO	INSTANTÁNEO
Grasas y Aceites	50	75	100
Sólidos Sedimentables (mL L ⁻¹)	5	7.5	10
Arsénico total	0.5	0.75	1
Cadmio total	0.5	0.75	1
Cianuro total	1	1.5	2
Cobre total	10	15	20
Cromo hexavalente	0.5	0.75	1
Mercurio total	0.01	0.015	0.02
Níquel total	4	6	8
Plomo total	1	1.5	2
Zinc total	6	9	12

Los límites máximos permisibles establecidos en la columna instantáneo, son únicamente valores de referencia, en el caso de que el valor de cualquier análisis exceda el instantáneo, el responsable de la descarga queda obligado a presentar a la autoridad competente en el tiempo y forma que establezcan los ordenamientos legales locales, los promedios diario y mensual, así como los resultados de laboratorio de los análisis que los respaldan.

El rango permisible de pH en las descargas de aguas residuales es de 10 y 5.5 unidades, determinado para cada una de las muestras simples. Las unidades de pH no deben estar fuera del intervalo permisible, en ninguna de las muestras simples.

El límite máximo permisible de la temperatura es de 40 °C, medida en forma instantánea a cada una de las muestras simples. Se permite descargar con temperaturas mayores, siempre y cuando se demuestre a la autoridad competente por medio de un estudio sustentado, que no daña al sistema del mismo.

La materia flotante debe estar ausente en las descargas de aguas residuales, de acuerdo al método de prueba establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-006, referida en el punto 2 de esta Norma Oficial Mexicana.

Los límites máximos permisibles para los parámetros: demanda bioquímica de oxígeno y sólidos suspendidos totales, que debe cumplir el responsable de la descarga a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, son los establecidos en la Tabla 2 de la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (Tablas 22 y 23 de este trabajo).

NOM-003-ECOL-1997. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público.

Esta norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público, con el objeto de proteger el medio ambiente y la salud de la población, y es de observancia obligatoria para las entidades públicas responsables de su tratamiento y reúso.

Tabla 22 LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES

Tipo de reuso	LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES				
	Coliformes fecales (NMP 100 mL ⁻¹)	Huevos de helminto (h L ⁻¹)	Grasas y aceites (mg L ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)
Servicios al público con contacto directo	240	≤1	15	20	20
Servicios al público con contacto indirecto u ocasional	1,000	≤ 5	15	30	30

La materia flotante debe estar ausente en el agua residual tratada, de acuerdo al método de prueba establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-006.

El agua residual tratada reusada en servicios al público no deberá contener concentraciones de metales pesados y cianuros mayores a los límites máximos permisibles establecidos en la columna que corresponde a embalses naturales y artificiales con uso en riego agrícola de la Tabla 3 de la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996.

Otros documentos que se deben conocer son:

LEY FEDERAL DE DERECHOS EN MATERIA DE AGUA

REGLAMENTO DE LA LEY GENERAL DE AGUAS NACIONALES

REGLAMENTO EN MATERIA DE IMPACTO AMBIENTAL

REGLAMENTO PARA PREVENIR Y CONTROLAR LA CONTAMINACION DEL MAR POR VERTIMIENTO DE DESECHOS Y OTRAS MATERIAS

REGLAMENTO DE LA LEY GENERAL DE EQUILIBRIO ECOLOGICO Y PROTECCION AL AMBIENTE

III. PRINCIPIOS GENERALES DEL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS Y SU REUSO

III.1 AUTODEPURACIÓN DEL AGUA. ECUACIÓN DE STREETER-PHELPS.

La naturaleza provee cierto grado de autopurificación a todos los cuerpos de agua que hayan sido contaminados, ya sean debidos a escurrimientos del suelo, aguas negras o desperdicios industriales. La velocidad a la que se manifiesta este proceso depende de la naturaleza y cantidad del material contaminante, así como de las condiciones y características físicas, químicas y biológicas del agua misma. Una corriente contaminada en un punto dado tenderá a volver a un estado similar al de antes de la contaminación.

Las reacciones físicas por las que se lleva a cabo esta autodepuración son: la sedimentación de sólidos suspendidos, la clarificación, algunos efectos de la luz solar y la reaeración. Las reacciones químicas y biológicas son más complejas. Los organismos vivos se alimentan de sólidos orgánicos hasta que quedan finalmente reducidos a sales inorgánicas estables, estos a su vez sirven de alimento a otras formas biológicas como las algas, que durante su proceso de desarrollo y metabolismo producen oxígeno como producto de desecho. La autopurificación comprende uno o más de los siguientes procesos:

1. Sedimentación.
2. Oxidación química.
3. Descomposición bacteriana.
4. Oxidación bioquímica.

Se acepta que la autopurificación de una corriente tiene lugar en cuatro etapas o zonas sin delimitación definida las cuales con:

ZONA DE DEGRADACIÓN

Esta zona queda inmediatamente debajo del punto de contaminación, se caracteriza por presentar signos visibles de contaminación. La turbiedad de la corriente aumenta notablemente por las descargas de aguas residuales. El oxígeno disminuye pero no se agota inmediatamente, la fauna acuática disminuye y queda limitada a especies resistentes. Abunda la actividad biológica, las bacterias se presentan en grandes cantidades, así como la aparición de hongos que con el tiempo se concentran sus crecimientos adheridos a las rocas y a los arbustos de la ribera. Si el flujo es lento, tiene lugar la sedimentación de los sólidos suspendidos creándose bancos de lodo.

ZONA DE DESCOMPOSICIÓN

En esta zona se inicia la descomposición anaerobia, ocurre rápidamente cuando la contaminación es intensa. El agua se vuelve negra y produce olores ofensivos como resultado de la descomposición de los sólidos. Si hay suficiente oxígeno para mantener la vida aerobia, esta zona no aparece y por lo tanto se pasa directamente de la zona de degradación a la zona de recuperación.

ZONA DE RECUPERACIÓN

En esta zona aparece el oxígeno disuelto en cantidades gradualmente mayores y los sólidos orgánicos disminuyen. Disminuye la cantidad de microorganismos, no existen especies anaerobias y empiezan a aparecer formas superiores de organismos. Continúa la sedimentación de los sólidos formando bancos de lodo.

ZONA DE AGUA LIMPIA

En esta zona, la apariencia del agua es similar a la que tenía antes de recibir el material contaminante, el agua es clara, libre de material suspendido y ha recuperado su transparencia original. La concentración del oxígeno disuelto es cercana o esta en el punto de la saturación. Hay microorganismos pero en cantidades pequeñas, abundan los organismos mayores, especialmente las algas y otras formas que se encuentran en las aguas limpias.

El tiempo que se requiere para la autopurificación de una corriente, depende de la fuerza y del volumen relativo de la contaminación, del caudal de la corriente, de la turbulencia del flujo, de la temperatura del agua y si se descarga o no una contaminación adicional durante el proceso de autopurificación. El progreso de la autopurificación de una corriente puede observarse mediante modificaciones físicas, químicas y biológicas. Las determinaciones físicas se refieren al color y a la turbidez. Ambos son máximos en la zona de descomposición activa. La turbidez disminuye con la sedimentación y el color por la acción de la luz solar.

Los indicios químicos de la autopurificación son muy significativos. En el orden de su relativa importancia son: OD, DBO, los sólidos suspendidos. Otros indicios de menos significación son los cloruros y las diversas determinaciones del nitrógeno, el pH se considera como un criterio de poca utilidad para expresar la toxicidad de los ácidos o álcalis. En cualquier fase de la descomposición y la estabilización de una corriente contaminada, predominan los organismos que mejor se adaptan al medio. Los anaerobios y los hongos se encuentran durante la septicación, y los peces útiles para la pesca comercial, en la fase de aguas limpias

La reaireación es proporcional al déficit de oxígeno disuelto, en tanto que la cantidad de oxígeno aportado por la fotosíntesis está en función del tamaño de la población de algas y de la luz solar que se proyecte sobre ellas. La radiación solar igualmente es mayor en el mediodía que al amanecer o al atardecer, esto provoca que la tasa de fotosíntesis tenga variación. La respiración se supone constante, ya que no depende de la radiación luminosa. La concentración de un gas disuelto en el agua se hará uniforme debido a la difusión molecular. La tasa de difusión es proporcional al gradiente de concentración, esto es descrito por la ley de FICK.

$$\frac{\partial M}{\partial t} = k_d A \frac{\partial C}{\partial L}$$

donde M = transferencia de masa en un tiempo t.

k_d = coeficiente de difusión. Normalmente se expresa en $\text{mm}^2\text{seg}^{-1}$ y para el oxígeno en agua tiene un valor de $1.86 \times 10^{-3} \text{ mm}^2\text{seg}^{-1}$ a 20°C .

A = área transversal a través de la cual ocurre la transferencia.

C = concentración.

L = distancia en dirección a la transferencia.

La tasa de reaireación (r_R) se define como:

$$r_R = K_2' (C_s - C)$$

donde: K_2' = constante de reaireación (base e) (d^{-1}).

C_s = concentración de saturación del oxígeno disuelto (mg L^{-1}).

C = concentración de oxígeno disuelto (mg L^{-1}).

La constante de reaeración puede estimarse determinando las características de los ríos. Una de estas fórmulas es la propuesta por O'CONNOR Y DOBBINS para corrientes naturales:

$$K_2' = \frac{294 \sqrt{D_L U}}{H^{3/2}}$$

donde: D_L = Coeficiente de difusión molecular para el oxígeno ($m^2 d^{-1}$).
 U = Velocidad media de la corriente ($m \text{ seg}^{-1}$).
 H = Profundidad media del flujo (m).

La variación del coeficiente de difusión molecular con la temperatura puede aproximarse mediante la siguiente expresión:

$$D_{LT} = D_{L20} * 1.037^{T-20}$$

donde: D_{LT} = Coeficiente de difusión molecular para el oxígeno a temperaturas T ($m^2 d^{-1}$).
 D_{L20} = Constante de difusión molecular del oxígeno a $20^\circ C$, en $m^2 d^{-1}$ ($D_{L20} = 1.760 \times 10^{-4}$)
 T = Temperatura ($^\circ C$).

Los valores de K_2 para distintas masas de agua, que se indican en la tabla, han sido calculados por ENGINEERING BOARD OF REVIEW FOR THE SANITARY DISTRICT OF CHICAGO.

Tabla 23 VALORES DE "K" PARA DISTINTAS MASAS DE AGUA

MASA DE AGUA	INTERVALO DE K_2 A $20^\circ C$ (BASE E)
Pequeñas charcas y aguas estancadas	0.10 - 0.23
Corrientes de lento discurrir y grandes lagos	0.23 - 0.35
Corrientes grandes de poca velocidad	0.35 - 0.46
Corriente grande de velocidad normal	0.46 - 0.69
Corrientes rápidas	0.69 - 1.15
Rápidos y cascadas	> 1.15

^A para otras temperaturas utilícese $K_{2T} = K_{2(20)} * 1.024^{T-20}$.

El contenido de oxígeno de los ríos y las corrientes se reduce por causa de:

1. La oxidación bacteriana de la materia orgánica suspendida y disuelta a ellos, procedente de fuentes naturales y artificiales.
2. Por la demanda de oxígeno de los fangos y depósitos bentoníticos.

La tasa de consumo (r_D) es:

$$r_D = -K'L$$

donde: K' = constante de reacción de primer orden (d^{-1}).
 L = DBO última en el punto en cuestión.

Si se sustituye L por $Lo * e^{-K't}$, tendremos:

$$r_D = -K'Lo * e^{-K't}$$

donde: Lo es la DBO última en el punto de vertido ($mg L^{-1}$).

Las tasas de deposición y re-suspensión o arrastre de la materia depositada, varían con la velocidad del río. A veces, la sedimentación puede reducir la carga de DBO en el río, siempre y

cuando se viertan sólidos sedimentables o tenga lugar la coagulación de la materia coloidal. Otras veces el arrastre aumenta la carga de DBO al retornar las partículas al agua. A cada tramo del río se le debe determinar su balance general de oxígeno y será analizado en lo que refiere a la carga bentonítica, con el fin de determinar su importancia en el balance general de oxígeno.

Cuando los depósitos de fango sean apreciables, se valorizarán sus posibles efectos mediante una fórmula de tipo empírico desarrollada por FAIR, MOORE y THOMAS.

$$Y_m = 3.14 \times 10^{-2} Y_o * C_{t_w} \frac{5 + 160w}{1 + 160w} \sqrt{ta}$$

donde: Y_m = demanda bentonítica máxima diaria de oxígeno (gr m^{-2}).

Y_o = DBO₅ del depósito bentonítico en gr kg^{-1} de material volátil a 20° C.

w = tasa diaria de deposición de sólidos volátiles (kg m^{-2}).

ta = tiempo durante el cual tiene lugar la sedimentación en días.

C_{t_w} = factor de corrección de temperatura, $(1 - e^{-5K_1 t}) / (1 - e^{-5K_2 t})$

En la mayoría de los análisis que se efectúan sobre ríos, se suponen que los residuos están uniformemente distribuidos en la sección transversal del río. Esto puede estar muy lejos de la realidad, si bien la validez de esta suposición aumenta casi siempre conforme los residuos son arrastrados aguas abajo. Igualmente puede suponerse que no hay mezclado alguno a lo largo del eje del río, lo que es razonable en el caso de que el río no sea extremadamente turbulento.

Para el análisis de ríos, se utiliza con mucha frecuencia la ecuación de STREETER-PHELPS. Esta ecuación puede aplicarse a canales de sección transversal uniforme en la que los efectos de las algas y el depósito de fangos son despreciables.

$$D_t = \frac{K' Lo}{K_2' - K'} (e^{K_2' t} - e^{-K' t}) + D_o * e^{-K' t}$$

donde: D_t = déficit de oxígeno en el tiempo t (mg L^{-1})

D_o = déficit de oxígeno en el punto de vertido del residuo en el tiempo $t = 0$.

Esta ecuación puede utilizarse de diferentes maneras, aunque en teoría sólo es válida cuando no hay cambio en la dilución. La forma gráfica de la ecuación de STREETER-PHELPS se muestra en la figura 1, que ofrece la curva de disminución de OD en un río. La descomposición biológica comienza inmediatamente después del vertido. Esta descomposición utiliza oxígeno. Puesto que la reaireación atmosférica es proporcional al déficit de OD su tasa aumentará a medida que el déficit sea mayor.

Por último, se alcanza un punto en la cual la tasa de OD utilizado para la descomposición del residuo es igual a la tasa de reaireación atmosférica. En el punto X_c aguas debajo de este punto, la tasa de reaireación es mayor que la utilizada y el OD empieza a aumentar. Al cabo del tiempo, la corriente no mostrará efecto alguno por causa del vertido. Este fenómeno es conocido como el de purificación natural de las corrientes o autodepuración.

El déficit crítico del oxígeno disuelto D_c en el punto X_c es importante desde el punto de vista técnico. El déficit puede determinarse con la siguiente expresión.

$$D_c = \frac{K'}{K_2'} Lo * e^{-K' t_c}$$

donde: T_c = tiempo requerido para alcanzar el punto crítico, se calcula de la siguiente manera:

$$T_c = \frac{1}{K'_2 - K'} \ln \left[\frac{K'_2}{K'} \left(1 - \frac{D_o(K'_2 - K')}{K' L_o} \right) \right]$$

La distancia X_c es igual a:

$$X_c = T_c \cdot V$$

donde: V = velocidad del flujo en el río.

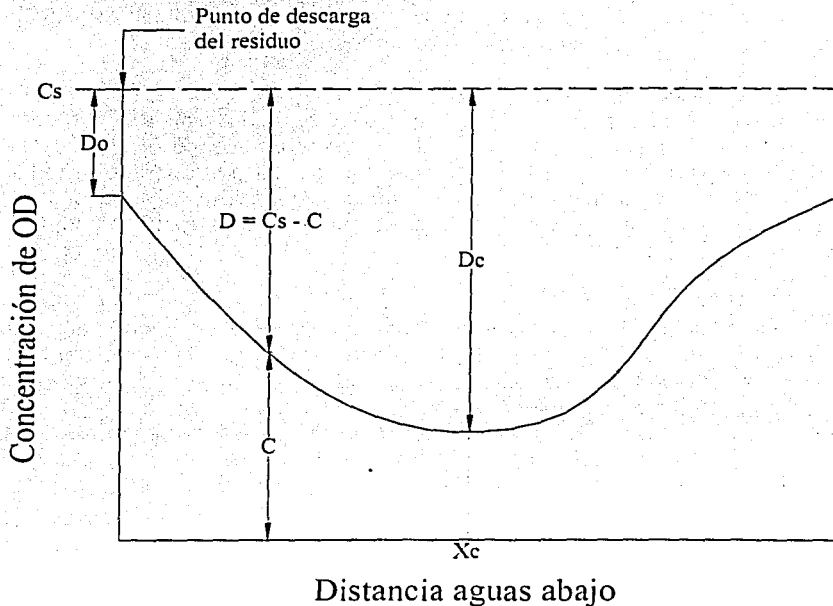


Figura 1 ECUACIÓN DE STREETER-PHELPS

III.2 DESCRIPCIÓN GENERAL DE LOS NIVELES DE TRATAMIENTO Y EFICIENCIAS

III.2.1 PRELIMINAR

El tratamiento preliminar sirve para proteger el equipo de bombeo y hacer más fáciles los procesos subsiguientes del tratamiento. Los dispositivos para el tratamiento preliminar están destinados a eliminar o separar los sólidos mayores o flotantes, los sólidos inorgánicos pesados y cantidades excesivas de grasas y aceites. A continuación se describen muy brevemente estos procesos:

Rejillas. Están constituidas por barras de acero, generalmente inclinados sobre la horizontal. La limpieza de las rejas puede ser manual o mecánica.

Tamices. Pueden clasificarse en estáticos o rotatorios.

Desarenadores. Su objetivo es extraer del agua bruta la grava, arena y partículas minerales más o menos finas. Un desarenador básico consiste en el ensanchamiento del canal, de forma tal que disminuya la velocidad del agua, permitiendo así la sedimentación de la arena. Es difícil evitar que la arena retenida no arrastre consigo materia orgánica, para evitarlo, se adopta una velocidad en el canal de unos 30 cmseg^{-1} , ya que a esta velocidad los sólidos de baja densidad se mantienen en suspensión. Las arenas son impropias para su reutilización porque siempre contienen algo de materia orgánica. Por ello, en las instalaciones importantes se realiza un lavado de la arena. Una forma de obtener una arena libre de materia orgánica es mediante el uso de Desarenadores aireados. En estos se inyecta aire a través de difusores, el cual limpia completamente las arenas, evitando así su lavado posterior.

Eliminación De Grasas Y Aceites.

La eliminación del aceite se efectúa porque impide que el aire pase a través del agua, es decir, dificulta la oxigenación de la misma. El proceso de eliminación consiste en que los aceites y grasas, generalmente son más ligeras que el agua, tiendan a subir a la superficie mediante una flotación natural. Todo dispositivo que reduzca la velocidad del flujo y ofrezca una superficie tranquila, actúa como separador de grasas y aceites. La recogida en superficie y la evacuación se efectuará por vertido o por rascado.

III.2.2 TRATAMIENTO PRIMARIO

El objetivo del tratamiento primario es eliminar la materia en suspensión, como mínimo el 60%. También se elimina algo de DBO, entre el 30-40% como máximo. Por este tratamiento se separan o eliminan la mayoría de los sólidos suspendidos en las aguas negras, o sea aproximadamente de un 40 a 60 %, mediante los procesos físicos de asentamiento en tanques de sedimentación. Cuando se agregan ciertos productos químicos en los tanques primarios, se eliminan casi todos los sólidos coloidales, así como los sedimentables, o sea un total de 80 a 90 % de los sólidos suspendidos. La actividad biológica en este proceso tiene escasa importancia. Debido a la diversidad de diseños y operaciones, el tratamiento primario puede dividirse en seis grupos generales:

1. Tanques de sedimentación.
2. Flotación.
3. Tanques de doble acción o Imhoff.
4. Tanques sépticos.
5. Clarificadores.
6. Coagulación-floculación.

Cuando se usan productos químicos, se emplean otras unidades auxiliares, que son:

1. Unidades alimentadoras de reactivos.
2. Mezcladores.
3. Floculadores.

Tanques de sedimentación.

Consiste generalmente de un depósito rectangular o circular, en cuyo fondo se depositan los lodos cuando la velocidad ascensional del agua es inferior a la velocidad de caída de partículas.

Flotación.

Permite eliminar los sólidos en suspensión con una densidad próxima a la del agua, así como grasas y aceites. La flotación puede ser natural o provocada. Esta última consiste en la fijación artificial de burbujas de aire o de gas sobre las partículas a eliminar. Se dispone de tres sistemas para producir e introducir burbujas de aire:

- Aireación a presión atmosférica.
- Flotación por aire disuelto.
- Flotación por vacío.

Tanque IMHOFF.

Se trata de un depósito en dos compartimentos, en el superior tiene lugar la sedimentación, mientras que en el inferior tiene lugar la digestión de lodos.

Fosas Sépticas.

Consiste en dos o más cámaras en serie, de forma que la primera se emplea para la sedimentación, digestión y almacenamiento de fango; mientras que en la segunda proporciona una sedimentación y capacidad de almacenamiento y digestión del lodo adicional.

Coagulación-Floculación.

Como las suspensiones coloidales son muy estables, hay que aplicar un tratamiento que permita desestabilizarlas, de forma que las partículas puedan aglomerarse. La coagulación consiste en desestabilizar las partículas coloidales por medio de la neutralización de sus cargas eléctricas y la floculación consiste en la agrupación de las partículas descargadas al ponerse en contacto unas con otras.

Son de tal naturaleza los resultados que se logran mediante el tratamiento primario, junto con los que se logran por la digestión anaerobia de los lodos, que pueden ser comparados con la zona de degradación de la autopurificación de las corrientes. En muchos casos el tratamiento primario es suficientemente adecuado para que se pueda permitir su descarga del efluente a las aguas receptoras, sin que se interfiera con el uso adecuados subsecuente de dichas aguas.

III.2.3 TRATAMIENTO SECUNDARIO

Tratamiento biológico. Su finalidad es eliminar la materia orgánica biodegradable disuelta y coloidal. Los microorganismos son los encargados de eliminar la materia orgánica en el agua residual utilizando la oxidación de la misma para llevar a cabo los procesos de síntesis de materia celular, estos procesos metabólicos producen una eliminación de la DBO. Se puede llevar a cabo una clasificación en función a la utilización del oxígeno (procesos aerobios y anaerobios). Este tratamiento se hace cuando las aguas residuales contienen sólidos orgánicos en suspensión o solución después del tratamiento primario. El tratamiento secundario depende principalmente de los microorganismos aerobios, para la descomposición de los sólidos orgánicos hasta transformarlos en sólidos inorgánicos o sólidos orgánicos estables. Este tratamiento es comparable a la zona de recuperación de la autopurificación de una corriente. Se obtienen rendimientos elevados (80-90%). El tratamiento más utilizado actualmente es el de lodos activos.

Lodos Activados.

Este proceso consiste en desarrollar un cultivo bacteriano disperso en flóculos en un depósito, agitado y aireado, en el cual las bacterias se alimentan con el agua a depurar.

Lechos Bacterianos.

El agua a tratar se hace pasar en forma de lluvia sobre un material de relleno de gran superficie. Este material sirve de soporte a los microorganismos, los cuales forman una película sobre él. La aireación del lecho se efectúa por tiro natural para aportar el oxígeno necesario para mantener los microorganismos en un medio aerobio.

Biodiscos.

Este proceso consiste en hacer pasar el agua horizontalmente a través de un tanque. En él se tiene una serie de discos de gran diámetro montados sobre un eje, lo suficientemente separados para que crezca la biomasa sobre su superficie. Estos discos se encuentran parcialmente sumergidos en el agua de tal forma que al girar sobre los ejes se ponen alternadamente en contacto con el aire y con el agua. Así cuando entran en el agua, la materia orgánica es adsorbida en la película biológica que crece sobre los discos y cuando contactan con el aire, toman el oxígeno necesario para su descomposición.

Lagunas.

Se puede clasificar en natural y aireado.

- **Laguna natural.** Son aquellas en las que se produce la eliminación de la materia orgánica mediante fenómenos de autodepuración, sin la intervención de ningún mecanismo o dispositivo. Las lagunas naturales se clasifican en:
 - **Anaerobias.** Estas lagunas son la que soportan mayor carga orgánica y tienen una profundidad superior a los dos metros.
 - **Facultativas.** En estas se presentan los dos tipos de descomposición, la profundidad varía de 1 a 2 metros.
 - **Maduración.** En estas la descomposición es totalmente aerobia, por lo tanto su profundidad es escasa, del orden de 0.3 a 1 metro.
- **Laguna aireada.** La diferencia de estos dos procesos, es que en este cuenta con un sistema de aireación forzada.

Filtro Verde.

Consiste en un terreno cubierto de cultivos agrícolas o de plantaciones forestales que se riega periódicamente con aguas residuales procedentes de un núcleo urbano. La finalidad de este proceso es depurar dichas aguas mediante la acción conjunta del suelo, microorganismos y las plantas.

Lechos de Turba.

Un lecho de turba consta de tres capas: turba, arena y grava. El funcionamiento de estos lechos se basa en que la turba presenta cualidades adsorbentes y de formación de complejos con respecto a las sustancias disueltas y coloidales. Al mismo tiempo se produce una retención mecánica de la materia en suspensión y una depuración biológica.

III.2.4 TRATAMIENTO AVANZADO

El objetivo principal de los tratamientos avanzados o terciarios, es la eliminación de contaminantes específicos de un agua residual. El tratamiento terciario es muy caro por que sólo se lleva a cabo cuando el agua quiere reutilizarse o cuando hay que eliminar algún contaminante especialmente peligroso. Los procedimientos más habituales de plantas medianas y grandes no van más allá de tratamientos secundarios.

Eliminación de Nitrógeno y Fósforo.

El método empleado para la eliminación del nitrógeno es de tipo biológico. Consiste en la implantación de un reactor, el cual se mantiene en ausencia de oxígeno, existiendo en estas condiciones algunos tipos de bacterias que reducen los NO_3 a N_2 , para que se lleve a cabo la desnitrificación, se debe realizar previamente la nitrificación en un reactor aerobio, ya que el nitrógeno que llega no se encuentra en forma de nitratos, sino fundamentalmente en forma amoniacal. El fósforo se puede eliminar por vía química o biológica. La forma química es por precipitación; en un sedimentador primario, secundario o por una decantación mediante la adición de FeCl_3 . Biológicamente, el fósforo se puede eliminar anteponiendo un reactor anaerobio al aerobio convencional de lodos activados. En el reactor anaerobio algunos tipos de bacterias tienen la propiedad de liberar fósforo, mientras que cuando pasan a condiciones aerobias captan una cantidad superior al liberado, con lo cual se produce una acumulación de fósforo en estos organismos que son expulsados del sistema en el lodo de purga.

Adsorción.

Algunos materiales tienen la propiedad de fijar en su superficie moléculas orgánicas extraídas de las fases líquidas en las que se encuentran, a los cuales se les denomina adsorbentes. Los adsorbentes más importantes son: gel de sílice, alúmina, resinas orgánicas y carbón activado. El carbón activado es el más utilizado por su precio y su superficie específica; se emplea para eliminar: detergentes, colorante, disolventes clorados, derivados aromáticos, fenoles, sabores y olores. Este producto se presenta en dos formas, en grano y en polvo.

- **Carbón en grano.** Este producto se emplea en forma de lecho filtrante de tal forma que cumple con cuatro funciones: filtración, soporte bacteriano, acción catalítica con los compuestos clorados y adsorción.
- **Carbón en polvo.** En este caso el carbón se emplea mezclándolo intimamente con el agua residual y posteriormente se separa por floculación y filtración, por ello resulta más difícil su manipulación y empleo, pero su rendimiento es mayor al carbón en grano.

Intercambio Iónico.

Este proceso consiste en la sustitución de uno o varios compuestos presentes en el agua por otros que forman parte de una fase sólida finamente dividida. Existen dos tipos de intercambiadores:

- **Intercambiadores de cationes.** Estos minerales contienen en su molécula radicales de función ácida, que se intercambian por cationes minerales u orgánicos.
- **Intercambiadores de aniones.** En este caso, su molécula tiene radicales en función básica, que se intercambian por aniones minerales u orgánicos.

Las resinas de intercambio iónico se aplican a aguas que ya tienen una cierta calidad y cuando se pretende obtener un agua de gran pureza.

Separación por Membranas.

Este proceso permite la eliminación de materia disuelta presente en el agua a tratar. Estos procesos se pueden clasificar según la fuerza impulsora de la separación; en algunos procesos donde la separación se realiza gracias a la diferencia de presiones entre ambos lados de la membrana (microfiltración, ultrafiltración, ósmosis inversa y nanofiltración) y en otros, la fuerza impulsora es la diferencia de potencial establecido por dos electrodos (electrodialisis).

- **Ultrafiltración y microfiltración.** Estos dos procesos se diferencian por el tamaño de las partículas que separan. La membrana consiste en una capa de soporte y una capa activa; esta última es la que realiza la separación. Existen membranas tanto de materiales orgánicos, como inorgánicos, siendo estos últimos los más resistentes.
- **Ósmosis inversa y nanofiltración.** La ósmosis inversa se basa en aplicar al agua una presión mayor que su presión osmótica, de forma que si se alimenta a esa presión una corriente de agua a una membrana semipermeable el agua pura fluye desde la parte más concentrada a la menos concentrada, quedando retenidas las sales en la membrana. El proceso de nanofiltración es idéntico al de ósmosis inversa, pero en este se trabaja a menor presión. A diferencia de las membranas de microfiltración y ultrafiltración, las empleadas en la ósmosis inversa son densas, no se presentan poros, por lo que el flujo a través de la membrana se debe a la difusión. Las membranas de nanofiltración presentan características intermedias entre la ósmosis inversa y las de ultrafiltración.
- **Electrodialísis.** En este proceso se somete un líquido rico en iones a un campo eléctrico, de tal forma que los cationes van hacia el electrodo negativo y los aniones al electrodo positivo. Si se coloca entre los electrodos un conjunto de membranas selectivamente dispuestas, se limita la migración de los iones. Con este sistema se consigue desmineralizar el agua, sin embargo, las moléculas no ionizadas y los coloides permanecen en el agua tratada.

Oxidación Avanzada.

En las aguas residuales industriales aparecen a veces contaminantes que no se pueden descomponer biológicamente y que se deben eliminar. Se han desarrollado unos procesos de oxidación con ciertos compuestos de alto poder oxidante que son capaces de destruir esas moléculas, ya sea descomponiéndolas totalmente a CO_2 y H_2O , o bien transformándolas a otros compuestos menos peligrosos. Estos procesos se denominan de oxidación avanzada, y la oxidación avanzada del agua residual se realiza con alguno de los siguientes oxidantes:

- Ozono (O_3).
- Peróxido de hidrógeno (H_2O_2).
- Combinación de ozono y radiación ultravioleta.
- Combinación de ozono, radiación ultravioleta y peróxido de hidrógeno.
- Oxígeno a altas temperaturas y presiones (oxidación húmeda).

III.2.5 DESINFECCIÓN

La desinfección es la eliminación de organismos patógenos del agua, este proceso se utiliza tanto en las plantas potabilizadoras, como en las depuradoras. En las plantas potabilizadoras se eliminan todos los organismos que el agua pueda llevar para evitar el riesgo de enfermedades al consumirla, y en las plantas de tratamiento es un método que puede emplearse para muy diversos propósitos, aunque el principal es el de eliminación de organismos. La desinfección se realiza después del tratamiento biológico, aunque en el caso del cloro este puede realizarse en todas las etapas de un tratamiento de aguas residuales, y aún antes del tratamiento preliminar. La desinfección se puede llevarse a cabo de dos formas: por filtración o por destrucción de gérmenes. Los procesos utilizados para filtrar los gérmenes son la ultrafiltración y la microfiltración. En cuanto a la destrucción de los gérmenes, esta se puede llevar a cabo por medios físicos y químicos.

Medios Físicos.

Estos consisten en aplicar altas temperaturas o radiación ultravioleta. Si se aplican altas temperaturas a una agua residual durante un cierto tiempo se produce la eliminación de organismos patógenos (Pasteurización). En cuanto a la luz ultravioleta, ésta se produce mediante una lámpara de cuarzo. La longitud de onda más usada se sitúa entre 250 y 270 nm. Se cree que la radiación inicia una reacción que lleva a la destrucción del protoplasma celular de los microorganismos impidiendo su reproducción o provocando su muerte.

MEDIOS QUÍMICOS.

Estos consisten en la aplicación de ozono y cloro.

- **Ozonación.** La acción desinfectante del ozono se debe a que se descompone fácilmente de acuerdo a la siguiente reacción.



Siendo el oxígeno atómico el elemento que destruye a los agentes patógenos.

- **Cloración.** El cloro es un oxidante que destruye las materias orgánicas al destruir las enzimas indispensables para la vida de los agentes patógenos. Se aplica cloro con el siguiente propósito:
 - Desinfección o destrucción de los organismos patógenos.
 - Prevención, control de olores y protección de las estructuras de la planta.
 - Como auxiliar en la sedimentación.
 - Ajuste o abatimiento de la DBO.

Otros desinfectantes son la plata y el bromo. Los romanos utilizaron la plata coloidal para preservar la calidad del agua en jarras de almacenaje, ya que en concentraciones de 0.05 mg/L la plata es tóxica para la mayoría de los microorganismos. La plata sirve para las unidades pequeñas portátiles que se usan en campo, y son filtros de bujía con grava impregnada de plata que quita la turbiedad y desinfecta, aunque el costo es excesivo para abastecimientos que no son muy pequeños. El bromo es un halógeno como el cloro y tiene propiedades de desinfección similares, algunas veces se usa en albercas, ya que el residuo del bromo es menos irritante para los ojos que el residuo del cloro.

Los factores que afectan la eficacia de los desinfectantes son: la naturaleza del desinfectante, su concentración, el tiempo de contacto, la temperatura, el pH y los tipos y concentración de los microorganismos.

III.2.6 TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS

Los lodos de las aguas residuales están constituidos por los sólidos que se eliminan en las unidades de tratamiento primario y secundario. Mientras que en algunos cuantos casos es satisfactoria la disposición de ellos sin someterlos a un tratamiento, generalmente es necesario tratarlos en alguna forma para prepararlos o acondicionarlos para disponer de ellos sin originar condiciones inconvenientes. Este tratamiento tiene dos objetivos, eliminar parcial o totalmente el agua que contiene los lodos para disminuir su volumen y, que se descompongan todos los sólidos putrescibles transformándose en sólidos minerales o en sólidos orgánicos relativamente inertes. Los procesos que se utilizan para este tratamiento son:

Concentración.

Para este proceso se disponen de varios métodos:

- Espesamiento.
- Flotación con productos químicos y aire.
- Centrifugación.

Estabilización.

Para cumplir con este objetivo se puede utilizar.

- Digestión aerobia, con o sin la aplicación de calor.
- Digestión anaerobia, con o sin la aplicación de calor.
- Incineración.
- Oxidación húmeda.

Acondicionamiento.

En este proceso se acondiciona con productos químicos.

Deshidratación.

Se reduce el volumen mediante la eliminación de agua.

- Secado en lechos de arena, cubiertos o descubiertos.
- Elutriación.
- Filtración al vacío.
- Secado aplicando calor.
- Centrifugación.

Evacuación Final.

El destino de los lodos y subproductos se pueden clasificar en:

- Abono de suelos.
- Venta de subproductos.
- Descarga a un vertedero.

Tabla 24 RENDIMIENTOS RELATIVOS DE REMOSIÓN (%) DE LAS OPERACIONES Y PROCESOS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

OPERACIÓN O PROCESO.	DBO ₅ . A 20° C	SOL. SUSP.	BACTERIAS	DQO
Cribado fino	5 - 10	2 - 20	10 - 20	5 - 10
Cloración de aguas negras crudas o sedimentadas	15 - 30	---	90 - 95	---
Sedimentación simple	25 - 40	40 - 70	25 - 75	20 - 35
Precipitación química	50 - 85	70 - 90	40 - 80	40 - 70
Filtros percoladores precedida y seguida por sedimentación.	50 - 95	50 - 92	90 - 95	50 - 80
Lodos activados precedidos y seguidos por sedimentación simple.	55 - 95	55 - 95	90 - 98	50 - 80
Lagunas de estabilización.	90 - 95	85 - 95	95 - 98	70 - 80
Cloración de aguas negras tratadas biológicamente.	---	---	98 - 99	

III.3 DATOS BÁSICOS PARA LA SELECCIÓN Y DISEÑO DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO

Para seleccionar una planta de tratamiento es necesario definir dos aspectos: su tamaño, que depende de la calidad de aguas por tratar, y el conjunto de procesos que deben intervenir. Para lo primero es importante cuantificar, mediante aforos representativos, el agua de desecho. Es muy difícil establecer *a priori* la cantidad de agua residual producida, pues depende del consumo *per cápita*, del volumen desalojado por la industria, de la eficiencia de la red colectora y de la captación de agua pluvial en drenajes combinados. De forma general, y sin considerar el agua de lluvia, se estima que las descargas por habitante en las ciudades de México varían entre 150 y 300 L hab día⁻¹.

La calidad de las descargas depende de su origen, generalmente se generan en la industria o en los municipios. Las aguas negras domésticas o aguas residuales urbanas provienen de ciudades y presentan variaciones y fluctuaciones en el gasto y en su composición a lo largo del día y del año. Es frecuente que el flujo de agua que llega a las plantas de tratamiento contenga agua residual doméstica, industrial y pluvial, entonces se le denomina municipal.

Durante la selección del proceso de tratamiento se debe asegurar que las condiciones técnicas y económicas del organismo operador permitan el funcionamiento adecuado del sistema. Para facilitar el tratamiento del agua municipal es importante tratar previamente las descargas industriales antes del vertido al drenaje, ya que estas tienen características y volúmenes muy variables, tanto en función del proceso como la hora del día o la estación del año. Por lo tanto, es muy arriesgado emplear soluciones estándares o prefabricadas, sin embargo cuando estas plantas de tratamiento son empleadas, es importante visualizar las posibles modificaciones a los procesos para recuperar algunos subproductos de interés.

Las plantas de tratamiento se componen de una combinación de procesos y operaciones unitarias que tienen por objeto reducir determinados compuestos. Las combinaciones son múltiples y se acostumbra agruparlas por el tipo de contaminante que remueven.

Tabla 25 OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

CONTAMINANTE	PROCESO/ OPERACIÓN/ SISTEMA
Sólidos suspendidos	Sedimentación, desarenador, cribado, filtración, flotación, coagulación-floculación y disposición en terreno.
Compuestos orgánicos biodegradables	Sistemas biológicos: lodos activados, lagunas, biodiscos, filtros percoladores y reactores anaerobios.
Organismos patógenos	Para huevos de helmintos: tratamiento primario avanzado, coagulación-floculación, lagunas y embalses.
Nitrógeno	Para bacterias y protozoarios: cloración, ozonación, radiación ultravioleta, desinfección solar y filtración lenta. Nitrificación-desnitrificación, intercambio iónico y cloración al punto de quiebre.
Fósforo	Precipitación química y remoción biológica.
Compuestos orgánicos refractarios	Carbón activado y ozonación.
Metales pesados	Precipitación, primario avanzado e intercambio iónico.
Sólidos disueltos	Procesos de membranas, electrodiálisis e intercambio iónico.

Los constituyentes que con mayor frecuencia se analizan son: sólidos totales, disueltos, volátiles, suspendidos y sedimentables, DBO₅, DQO, nitrógeno, fósforo, grasas, pH y alcalinidad. Se creía que estos eran suficientes para caracterizar el agua residual, con vistas a su tratamiento, pero a medida que avanza el conocimiento se manifiesta la importancia de realizar análisis más complejos.

Una planta de tratamiento puede estar integrada por varios procesos de tratamiento y debe seguirse un procedimiento lógico. La elección de un proceso determinado de tratamiento debe basarse en el estudio de ciertas condiciones:

- Calidad del agua a tratar.
- Condiciones de las corrientes aguas abajo del tratamiento.
- Eficiencia y características del proceso.
- Cantidad y calidad del agua de dilución de que se disponga.
- Condiciones existentes para la evacuación del lodo.
- Disponibilidad de materiales y la vida probable de las estructuras y equipo.
- Disponibilidad de elementos para la conservación y reparaciones.
- Disponibilidad y experiencia de personal de operación.
- Área del lugar, topografía y condiciones del subsuelo.
- Carga hidráulica necesaria para el funcionamiento de los distintos procesos.
- Costos de instalaciones y operación.
- Restricciones legales locales.
- Influencias tradicionales, costumbres, política y cultura en general.

Estas condiciones no deben considerarse como independientes unas de otras, y dadas las diferentes condiciones que puedan presentarse, es imposible establecer reglas fijas para la adopción de un tipo de tratamiento. Al comparar los procesos de tratamiento de las aguas residuales, hay que tener en cuenta que el funcionamiento de las instalaciones puede ser más importante que su diseño. El método de diseño en cualquier localidad debe aprovechar al máximo el total de la inversión de capital, materiales y recursos humanos disponibles, reconociendo las limitaciones que puedan existir. Se recomienda para los países en vías de desarrollo los siguientes lineamientos para el diseño y construcción de las plantas de tratamiento:

- El uso de equipo mecánico debe restringirse al producido localmente.
- Preferir los dispositivos basados en principios hidráulicos que aprovechan la gravedad.
- La pérdida de carga debe reducirse en tanto sea posible.
- La mecanización y la automatización son apropiadas sólo cuando en las operaciones se dificulta su operación manual o en los casos en que se aumente notablemente la confiabilidad.
- Se deben utilizar material y manufactura locales.
- El organismo que opere y mantenga la instalación debe tener la capacidad de reclutar, entrenar y retener al personal de los diversos niveles requeridos para una operación continua.

El proyecto de una planta de tratamiento, la selección y análisis de los diagramas de flujo de los procesos correspondientes, exige tanto del conocimiento teórico como de la experiencia práctica ya que dependiendo de los constituyentes a eliminarse, se puede concebir un número casi ilimitado de diferentes diagramas de flujo utilizando las operaciones y procesos unitarios. Después de haber desarrollado uno o más diagramas preliminares, el siguiente paso consiste en el dimensionamiento de las instalaciones, este depende de los criterios de diseño del proceso adoptado. Una vez seleccionado el diagrama de flujo y determinadas las instalaciones,

se deben calcular las líneas piezométricas necesarias tanto para los caudales punta como para los caudales medios. Las líneas piezométricas se preparan por tres razones.

1. El gradiente hidráulico debe ser suficiente para que se desarrolle un flujo por gravedad.
2. Para establecer alturas de impulsión requerida para el cálculo del bombeo.
3. Para que las instalaciones de la planta no se inunden o que el agua alcance cotas no previstas durante los períodos de caudales de punta.

III.4 SELECCIÓN DEL NIVEL DE TRATAMIENTO.

La mayoría de los sistemas de tratamiento de aguas residuales están dirigidos a alguno de los siguientes objetivos o a una mezcla de ellos:

- Cumplimiento del marco normativo
- Reuso.
- Protección ecológica.

Estos objetivos dan el marco del nivel de tratamiento que debemos alcanzar. La selección del proceso no es sencilla, por lo que se recomienda efectuar un estudio de tratabilidad, que confirme que se alcanza el nivel deseado al menor costo. Estas pruebas tienen por objeto determinar si los contaminantes del efluente son susceptibles de ser eliminados con la eficiencia requerida, aunque representan un costo, permiten ahorrar en la inversión, ya que mediante ellas se pueden descartar procesos que no se adapten al tipo de influente ni al nivel seleccionado y determinan los parámetros para el correcto dimensionamiento y operación de una planta. Las dos principales pruebas de tratabilidad que existen son: la prueba de jarras y la determinación de las constantes de biodegradabilidad.

PRUEBA DE JARRAS

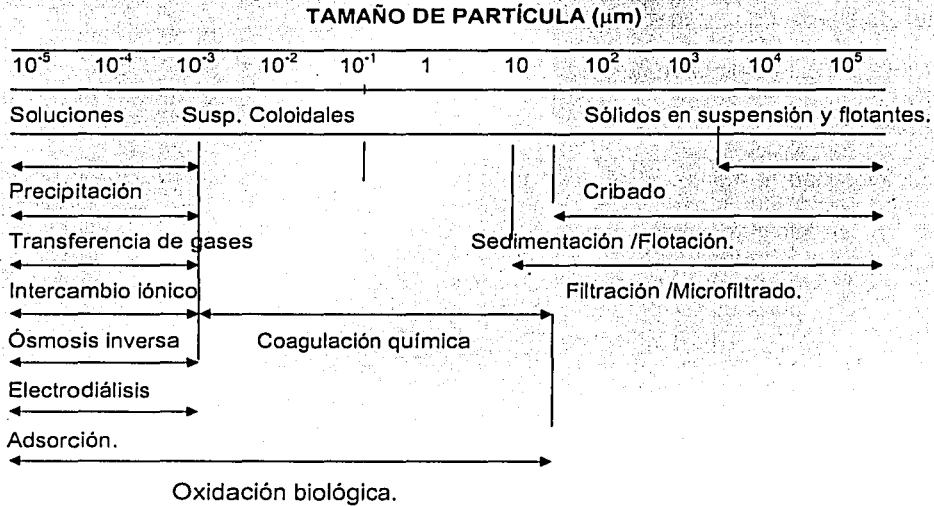
Sirve para determinar si un influente puede ser tratado de manera rentable y con la eficiencia deseada mediante un tratamiento con floculación-coagulación. El ensayo consiste en colocar el agua residual en vasos de precipitados y añadir progresivamente diferentes cantidades de coagulante. Se somete el juego de vasos (jarras) a una agitación rápida para homogeneizar el medio y, posteriormente, a una lenta para favorecer la formación del coágulo. Pasado un cierto tiempo, se dejan los vasos en reposo y se analiza tanto el sobrenadante como los lodos producidos. Con estos ensayos es posible determinar: el coagulante o floculante óptimo, el mezclado necesario, el pH, la dosis óptima y el rendimiento máximo alcanzable. La duración de la prueba es de una semana.

DETERMINACIÓN DE LAS CONSTANTES DE BIODEGRADABILIDAD.

Este ensayo tiene como finalidad establecer si el agua puede ser tratada mediante procesos biológicos aerobios o anaerobios. Su realización es mucho más importante que el caso anterior, ya que las llamadas **constantes de biodegradabilidad** varían en función de muchos parámetros, siendo el principal el tipo del agua residual. Para llevar a cabo este experimento es necesario tener un conjunto de microorganismos que sean capaces de biodegradar el efluente en cuestión. Este proceso, denominado aclimatación, no pretende encontrar un microorganismo específico sino únicamente seleccionar aquellos que realicen la tarea con mayor eficiencia sin proceder necesariamente a su identificación. La duración de esta etapa de aclimatación puede ser corta (una semana) o larga (un mes) dependiendo el tipo de efluente que se tenga. La determinación de las constantes se lleva a cabo simulando en el laboratorio el proceso biológico

que se pretende utilizar (con aire o sin aire). Periódicamente, se realiza un muestreo y se analiza la concentración de microorganismos y la cantidad restante de material contaminante. Obtenidos estos resultados para diversas condiciones de operación, principalmente tiempos de retención hidráulica, se procede a calcular los parámetros cinéticos mediante la aplicación de modelos matemáticos. La duración de la prueba es de uno a seis meses y tiene un costo variable.

En el siguiente esquema se dan los tipos de procesos que se requieren para remover las partículas de acuerdo a su tamaño, es de gran utilidad para seleccionar que procesos lograrán el nivel de tratamiento que debemos alcanzar.



Esquema 1 TIPOS DE PROCESOS PARA REMOVER PARTÍCULAS DE ACUERDO A SU TAMAÑO

La amplia variedad de alternativas disponibles hace posible obtener cualquier calidad de agua tratada a partir de cualquier fuente. La elección del proceso de tratamiento apropiado se facilita mediante la realización de investigaciones de campo y laboratorio. Es esencial una inspección sanitaria que identifique las fuentes de contaminación y ayude a caracterizar la calidad del agua cruda durante las estaciones secas y húmedas. Los estudios a escala piloto son de gran utilidad para evaluar los parámetros de diseño en los procesos de filtración y sedimentación.

III.5 GENERACIÓN DE ALTERNATIVAS, TAMAÑO Y LOCALIZACIÓN DE LA PLANTA.

Las alternativas de selección de los sistemas de tratamiento se basaban en criterios técnicos complementados con los económicos. Sin embargo, esto da lugar a proyectos ejecutivos que no se construyen y a proyectos construidos que fueron rechazados por el usuario final o el organismo municipal; por ello la selección de alternativas debe hacerse en forma integral considerando los siguientes criterios.

- Técnicos.
- Económico-financiero.
- Sociales y ambientales.
- De sustentabilidad.

ASPECTOS TÉCNICOS

Componente fundamental en la selección de un proyecto de tratamiento de aguas residuales, determinado en gran medida por las características del agua residual a tratar y la calidad deseada. Entre la calidad del agua cruda y la deseada, se debe conceptualizar y diseñar un tren de tratamiento conformado por una serie de operaciones y procesos técnicamente adecuados, aplicables a las características específicas del proyecto y confiables en su operación y eficiencia de remoción de contaminantes. Los puntos clave para el desarrollo y ejecución de un proyecto exitoso son:

- Características del efluente municipal crudo.
- Tecnologías de tratamiento.
- Características del sitio.
- Generación, manejo y disposición de los subproductos del tratamiento.

Características del Efluente Municipal Crudo.

Es necesario contar con información de la cantidad y calidad del agua residual cruda. La situación ideal es que el organismo Operador cuente con una caracterización de sus emisores, con frecuencia de muestreo mensual, con el fin de conocer y tomar en cuenta las variaciones estacionales en la concentración de contaminantes. Para el diseño y selección de alternativas es necesario contar con información de siete días, para considerar la variación horaria y diaria del efluente.

Tecnologías de Tratamiento.

Existe un gran número de criterios para agrupar y clasificar las tecnologías para el tratamiento de las aguas residuales, algunos de ellos son:

- Por el nivel de calidad del efluente tratado y el uso de operaciones y procesos físicos, biológicos o físico-químicos.
 - Tratamiento primario.
 - Tratamiento secundario.
 - Tratamiento terciario o avanzado.
- Por el requerimiento de oxígeno durante los procesos de tratamiento biológico.
 - Procesos aeróbicos.
 - Procesos facultativos.
 - Procesos anaeróbicos.
- Por la utilización del terreno y el uso de medios mecánicos y consumos de energía.
 - Sistemas naturales
 - Sistemas mecanizados o intensivos.
- Por el estado de la comunidad biológica que lleva a cabo la síntesis de contaminantes.
 - Sistemas biológicos de medio suspendido
 - Sistemas biológicos de medio adherido o fijo.

El sistema de tratamiento deberá incluir las operaciones de pretratamiento mínimas (cribado, tamizado, desarenado y flotación de grasas y aceites). La selección del proceso de tratamiento,

que removerá la mayor parte de contaminantes, se debe basar en la experiencia previa y utilización del proceso para el tratamiento de aguas residuales con características y condiciones similares. Algunos procesos como los lodos activados, los filtros biológicos y los biodiscos son sumamente eficientes en la remoción de contaminantes, sin embargo los costos de operación y mantenimiento son relativamente altos.

En el caso de algunas tecnologías intermedias, como el tratamiento primario avanzado (TPA) mediante la adición de sales de fierro o aluminio al agua residual, es fundamental conocer la fracción soluble de la DBO y su variación estacional e incluso horaria, debido a que si bien esta operación es capaz de remover casi la totalidad de la DBO suspendida, la remoción de su fracción soluble es mínima. Más aún, si la fracción soluble excede de los 150 mg L^{-1} el sistema de tratamiento no es capaz de alcanzar lo dispuesto por la NOM-001.

Los sistemas naturales tienen varias ventajas para el tratamiento de aguas residuales de poblaciones medianas, pequeñas y grandes. Su buen desempeño en remoción de parámetros bacteriológicos y su bajo costo de operación y mantenimiento representan ventajas muy atractivas de este tipo de sistemas, sus limitantes son los requerimientos de extensas áreas de terreno planos con material adecuado; lo cual repercutirá en el mediano y largo plazo en un proyecto con mayores posibilidades de sustentabilidad.

Características del Sitio.

Es otra condicionante que impacta en la selección tecnológica y el desarrollo de un proyecto. Las restricciones más frecuentes son: extensión del terreno, características geotécnicas del sitio y el uso del suelo.

- Extensión del terreno. Los requerimientos del área para el proyecto están definidos en gran medida por el caudal del agua a tratar y el proceso de tratamiento seleccionado.
- Características geotécnicas del sitio. Es fundamental que las características del terreno en el que se desplante el sistema de tratamiento permitan alojar las unidades y los equipos seleccionados a un costo razonable; garantizando la estabilidad estructural y la vida útil de la obra civil construida con este fin. Para salvaguardar los suministros vitales de agua, las estimaciones sobre el nivel máximo de las aguas se pueden basar con el cálculo de una lluvia con un Tiempo de Retorno de 1000 ó 10000 años. Entre las distintas formas de proteger las plantas se encuentran:
 - Construir las por encima del nivel máximo de aguas.
 - Rodearlas por diques.
 - Construir herméticamente las estructuras de los sótanos.
 - Ubicar el equipo delicado por encima del nivel máximo de inundación.
- Uso del suelo. Normalmente las plantas se encuentran rodeadas por terrenos de uso agropecuario o baldíos con vegetación natural. Sin embargo existen casos en que los terrenos contiguos a la planta alojan zonas habitacionales. No se debe olvidar que las plantas de tratamiento son fuente potencial de emisión de olores y ruido, riesgo a la salud pública y almacenamiento de productos considerados peligrosos. Lo anterior impone al proyecto una serie de condiciones que se deben abordar durante el desarrollo de la ingeniería conceptual y básica.

Generación, Manejo y Disposición de Subproductos del Tratamiento.

Las operaciones de tratamiento de aguas residuales generan diversos subproductos, algunos benéficos y con valor económico como el agua tratada, otros como la basura, sólidos gruesos y medianos o sólidos inorgánicos pesados. El subproducto del tratamiento de las aguas residuales más importante por su volumen, costo y problemática asociada a su adecuado

manejo, estabilización y disposición final son los lodos. Estos pueden ser primarios, secundarios y químicos de acuerdo a la operación o proceso que los generó. La selección del proceso juega un papel crítico en la masa y características de los sólidos a disponer.

Los crecientes costos de la energía eléctrica hacen conveniente la utilización de digestión anaerobia de los lodos primarios y secundarios. En otros países, la digestión anaerobia es la alternativa utilizada en plantas de tratamiento cuyo caudal de agua residual es superior a 200 Lseg⁻¹. El uso seguro de los lodos, en términos ambientales y de salud pública está definido por la concentración de metales pesados, resultantes de la aportación de aguas residuales de usuarios no domésticos al sistema de alcantarillado.

ASPECTOS ECONÓMICOS Y FINANCIEROS.

El costo del proyecto de saneamiento es un elemento importante para seleccionar la tecnología de tratamiento, por lo tanto, es necesario hacer la estimación del costo de inversión y del costo de operación de cada una de las alternativas evaluadas.

Costo de Inversión.

Con la información adecuada, de las características del sitio y de los costos de construcción y equipamiento, se pueden obtener los costos con la aproximación necesaria para la evaluación de alternativas. La información de campo que se requiere es principalmente la relativa a topografía, geotecnia y los costos típicos de construcción; la geotecnia es particularmente importante por que las características del sitio implican costos que pueden descalificar alguna alternativa. Para la estimación de costo existen varios caminos:

- Uso de costo índice. Estos son reportados por algunas publicaciones nacionales e internacionales; dichas publicaciones son muy útiles, pero tienen que complementarse con información adicional específica del proyecto.
- Programas de dimensionamiento preliminares y estimación de costos de uso general o específico. Estos proporcionan una mejor estimación que el método anterior, pero tiene algunas deficiencias en lo referente a las tecnologías y requiere un extenso número de parámetros de costos.
- Extrapolación de costos de proyectos similares. De existir información aplicable, puede ser el método más útil, sin embargo, en pocos casos se dispone de esta información.

Costos de Operación y Mantenimiento.

Una vez que la planta ha sido construida se requieren recursos para su adecuada operación y mantenimiento. Estos pueden ser:

- Mano de obra de operación y mantenimiento.
- Energía eléctrica.
- Materiales y equipos de mantenimiento.
- Sustancias químicas.
- Costos de administración.
- Laboratorio y análisis.
- Reposición de equipo.

Costos Integrados.

Para comparar ambos costos, se recurre a convertir los costos de inversión a costos de amortización por un período de tiempo dado. La integración de ambos costos puede estar en relación con un período dado o a un volumen tratado. Para el cálculo de los costos de

amortización deben emplearse los valores de período de amortización y de la tasa de interés que sean aplicables a las condiciones de costo del dinero y del período de pago del proyecto.

Tabla 26 PARÁMETROS PARA LA EVALUACIÓN ECONÓMICA DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS

CONCEPTO	SÍMBOLO	FÓRMULA	UNIDAD
Costo de inversión	CI		\$
Costo de amortización anual	CAA	$CAA = CI \left[\frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \right]$ <p>Donde: i = tasa real de interés, en fracción. N = período, en años.</p>	\$ año ⁻¹
Costo de operación y mantenimiento	COM		\$ año ⁻¹
Costo anualizado integrado	CAI	$CAI = CAA + COM$	\$ año ⁻¹
Costo unitario integrado	CUI	$CUI = \frac{CAI}{Q}$ <p>Donde: Q = número de unidades volumétricas por unidad de tiempo, normalmente m³ año⁻¹</p>	\$ año ⁻¹

ASPECTOS SOCIALES Y AMBIENTALES.

Con relación a los aspectos sociales es necesario considerar que la alternativa no afecte intereses de grupos sociales y que el proyecto sea aceptado por la comunidad. Así mismo deben incorporarse criterios de impacto ambiental para evaluar las alternativas de tratamiento. En el caso de las plantas de tratamiento de aguas residuales debe tenerse especial atención a las políticas de uso de suelo y zonificación, a la generación de olores, contaminación del subsuelo y aspectos de riesgo.

- Emisión de olor. Las zonas conflictivas son las unidades de pretratamiento, en las que el agua aún tiene toda su carga contaminante.
- Emisión de ruido. Los equipos emisores de ruido son los motrices, en especial las bombas no sumergibles, aireadores superficiales de alta velocidad, los sopladores centrífugos y de desplazamiento positivo.
- Riesgo a la salud pública. En los sistemas de tratamiento en que se utilizan equipos de aireación mecánica es común la generación de aerosoles y espumas que son arrastrados por el viento, y se convierten en vectores de microorganismos, algunos pueden ser patógenos. El cloro-gas para la desinfección constituye una sustancia clasificada como peligrosa por su corrosividad y toxicidad, y representa un riesgo potencial ante la posibilidad de fugas de los tanques de almacenamiento.

SUSTENTABILIDAD DEL PROYECTO.

Debe revisarse si el proyecto en cuestión reúne los requisitos de sustentabilidad que garanticen su continua y eficiente operación. Algunos puntos son los siguientes:

- Aceptación institucional. Con frecuencia el promotor o ejecutor del proyecto es diferente de la institución responsable de la operación. En la etapa de selección de alternativas, se debe involucrar al organismo operador para que una vez concluidas las obras asuma los

compromisos correspondientes. De esta forma, se evita que los sistemas de tratamiento no sean recibidos por el organismo operador, dando como resultado que la planta no opere o que opere con deficiencias.

- **Sustentabilidad económica institucional.** El organismo operador tiene las facultades legales, el desarrollo institucional y la capacidad comercial para afrontar los compromisos técnicos y económicos derivados del sistema de saneamiento.
- **Sustentabilidad tecnológica.** El sistema seleccionado es suficientemente flexible para ajustarse a las modificaciones que pudieran presentarse en caudal, normatividad y calidad del agua del influente y desarrollos tecnológicos.
- **Sustentabilidad operativa.** La operación del sistema de tratamiento no debe rebasar la capacidad del organismo. En este sentido, debe procurarse que el sistema de tratamiento sea lo más sencillo posible de operar.

IV. TRATAMIENTO PRELIMINAR

IV.1 REJILLAS Y CRIBAS

El objetivo de esta operación consiste en quitar materiales que puedan dañar o interferir con el adecuado funcionamiento del equipo de las plantas de tratamiento, a fin de proteger de taponamiento o daños a las bombas y a otros equipos debido a los sólidos mayores que se encuentran en las aguas residuales, se debe de instalar antes de las estaciones de bombeo o de alguna clase de dispositivo de cribado que detenga estos sólidos.

Existen varios tipos de dispositivos de cribado, los principales son:

Tabla 27 TIPOS DE DISPOSITIVOS DE CRIBADO

TIPOS DE DISPOSITIVOS DE CRIBADO	TAMAÑO COMÚN DE ABERTURA (cm)	PROPÓSITO
Rejas para basura	5 - 10	Proteger las bombas y equipo de los objetos grandes
Rejillas	1.5 - 5	Parecido a las rejas para basura con aberturas más pequeñas para remover ramas, sólidos mayores y otros residuos.
Desmenuzadores	0.75 - 2	Reduce el tamaño de los sólidos mayores mediante trituración o corte sin removerlos de las aguas residuales.

Las rejas para basura son una serie de barras o soleras de metal paralelas, colocadas verticalmente o con un determinado ángulo de inclinación, que tienen como objetivo detener los objetos grandes que van en las aguas residuales. Estas rejas tienen generalmente una separación entre barras mayor a los 5 cm. Cuando el agua residual por su naturaleza está exenta de sólidos mayores orgánicos o inorgánicos, se puede prescindir de este dispositivo.

Las rejillas son similares a las rejas para basura y se utilizan comúnmente en las plantas de tratamiento y su propósito es remover objetos pequeños. Los claros entre las barras son más pequeños que los usados en las rejas para basura y normalmente varían entre 2.5 y 5 cm para unidades de limpieza manual y de 1.5 a 5 cm en las cribas de limpieza mecánica.

Cuando existe una gran posibilidad de que objetos grandes puedan entrar al sistema de drenaje las rejillas pueden estar precedidas por una reja para basura de limpieza manual con aberturas de 5 a 10 cm. El tamaño de las aberturas de las barras es uno de los elementos principales en el diseño de una rejilla, pues este factor determina el tamaño de los objetos y cantidades de material que removerá la rejilla, y la frecuencia de limpieza. Si las aberturas son demasiado pequeñas, se retiene una gran cantidad de material, dando como resultado una gran pérdida de carga y un problema de manejo y disposición.

Tabla 28 CANTIDAD DE MATERIAL CRIBADO POR UNA REJILLA EN FUNCIÓN DEL CLARO ENTRE BARRAS

ABERTURA (cm)	PROMEDIO DE CRIBADO (m ³ m ⁻³ DE FLUJO) x 10 ⁶
6.5	4
5.0	5
4.0	8
2.5	22
1.5	47

El tamaño del canal, donde se alojará la rejilla, depende del flujo y de la velocidad requerida. La velocidad (V) a través de las rejillas debe mantenerse dentro de ciertos límites para prevenir caídas de presión o forzar el paso de la materia cribada a través de las barras. Los valores generalmente aceptados son 60 cm seg⁻¹ en flujo normal y 90 cm seg⁻¹ en flujo máximo. Dicha velocidad es función del caudal y del área efectiva de paso en la rejilla, determinada por las proyecciones verticales de las aberturas entre barras, medidas desde el fondo del canal hasta la superficie del líquido. El área efectiva se calcula con la ecuación de continuidad:

$$A = \frac{Q}{V}$$

- donde: V = velocidad del flujo (m seg⁻¹)
- Q = gasto de diseño (m³ seg⁻¹)
- A = área proyectada de las aberturas (m²)

La pérdida de carga en las rejas es función de la forma de la barra y de la altura del flujo a través de las barras, KIRSCHMER propuso la siguiente ecuación para la pérdida de carga:

$$h_L = \beta \left(\frac{w}{b} \right)^{4/3} hv \text{sen } \theta$$

- donde: h_L = pérdida de carga (m)
- β = factor de forma de la barra
- w = anchura máxima transversal de las barras en la dirección de la corriente (m)
- b = separación mínima entre barras (m)
- hv = altura cinética del flujo que se aproxima a la reja (m)
- θ = ángulo de la reja con respecto a la horizontal

Tabla 29 VALORES DE KIRSCHMER (β) PARA DISTINTOS TIPOS DE REJA

TIPO DE REJA	β
Rectangular con bordes agudos	2.42
Rectangular con la cara de aguas arriba semicircular	1.83
Circular	1.79
Rectangular con ambas caras semicirculares	1.67

La diferencia de elevación (H) entre el fondo del canal de la rejilla y el fondo del canal de entrada debe ser de aproximadamente 8 a 15 cm, para contrarrestar la caída de presión a través de la rejilla. Con el área efectiva necesaria basada en el caudal y en la velocidad, el canal se puede dimensionar para acomodar la rejilla, seleccionando la anchura y la profundidad

apropiada. El canal de entrada debe ser recto para proporcionar una distribución uniforme del flujo de la rejilla, y debe mantener una velocidad aproximada de 45 cm seg⁻¹ a caudal medio.

El ángulo de inclinación de la rejilla es función de la técnica de limpieza prevista. Las rejillas colocadas en ángulos de 30° a 60° con respecto a la horizontal facilitan la limpieza manual. Las de limpieza mecánica generalmente se instalan en ángulos mayores, inclusive en posición vertical. La selección del tamaño de las barras depende de las dimensiones requeridas de la rejilla y de los tipos de materiales que se espera remover del agua residual. La longitud debe ser tal que se extienda por lo menos 25 cm en proyección vertical por arriba del nivel máximo del agua; además de ser lo suficientemente fuertes para que no sean dañadas por los sólidos. En la siguiente tabla se mencionan las características recomendables de las barras, comúnmente soleras de acero en función de la longitud.

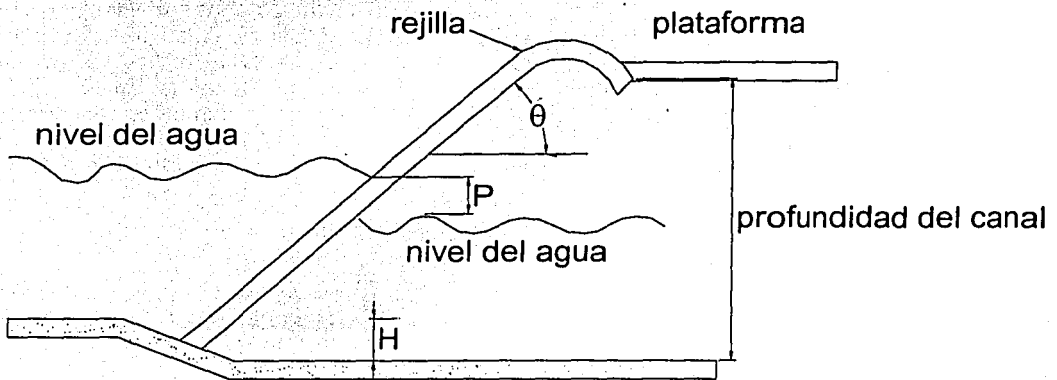


Figura 2 REJILLA (vista lateral)

Tabla 30 TAMAÑOS NORMALES DE BARRAS

LONGITUD DE LAS BARRAS	DIMENSIONES APROXIMADAS	
	ESPESOR	ANCHO
Hasta 0.75 m	0.60 cm	2.5 cm
De 0.75 a 2 m	0.80 cm	5.0 cm
De 2 a 4 m	1.00 cm	6.3 cm
Mayor de 4 m	1.25 cm	7.5 cm

Las rejillas de limpieza manual son apropiadas para la mayoría de las plantas y son muy eficientes, se utilizan rastrillos para jalar o quitar el material cribado de éstas; se deja que escurra y se almacena en un depósito para su disposición.

En las unidades de limpieza mecánica, el dispositivo de limpieza es normalmente un rastrillo que está acoplado a las barras por medio de una cadena y engranes o por medio de una cuerda y un sistema de poleas. Las características de estas unidades las proporciona el fabricante. En ambos sistemas el material recolectado debe disponerse de manera adecuada, ya sea en un relleno sanitario o en un incinerador; sus características se comparan a continuación:

Tabla 31 COMPARACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LIMPIEZA

CARACTERÍSTICA	LIMPIEZA MANUAL	LIMPIEZA MECÁNICA
Tamaño de la barra:		
Ancho (mm)	5 - 15	5 - 15
Profundidad (mm)	25 - 75	25 - 75
Separación entre barras (mm)	25 - 50	15 - 75
Pendiente en relación a la vertical (°)	30 - 45	0 - 30
Velocidad de aproximación (m/seg)	0.3 - 0.6	0.6 - 1.0
Pérdida de carga permisible (mm)	150	150

IV.2 DESMENUZADORES

Los desmenuzadores cortan o trituran los sólidos grandes que llevan las aguas residuales para que puedan bombearse y tratarse en los procesos subsecuentes. Usualmente, las rejillas para basura preceden a los desmenuzadores, los cuales se utilizan en lugar de rejillas cuando la remoción o disposición del material cribado es difícil. Existen dos tipos de diceladores: diceladores sin elevación y con elevación. Los trituradores sin elevación contienen un tambor giratorio, perforado con ranuras horizontales que actúan como rejillas y los trituradores con elevación trituran los sólidos a la vez que impulsan las aguas residuales, aunque su impulsión no es elevada.

Tabla 32 CARACTERÍSTICAS DE LOS DICELADORES

TIPO DE DICERADOR	CAUDAL (m ³ h ⁻¹)	ALTURA DE AGUA MÁXIMA EN EL EFLUENTE (m)	PÉRDIDA DE CARGA (m)	ALTURA MANOMÉTRICA DE IMPULSIÓN (m)	POTENCIA DEL MOTOR ELÉCTRICO (KW)
Con elevación	50 - 300	---	---	0 - 2.0	7.5 - 20.0
Sin elevación	5 - 8000	0.30 - 1.20	0.10 - 0.35	---	0.25 - 4.0

Los distintos tipos de estos dispositivos son patentados, y trabajan con motores eléctricos. Normalmente se requieren dos unidades o una unidad con una derivación a una rejilla de limpieza manual, para cuando haya necesidad de reparación o de servicio de mantenimiento.

IV.3 DESARENADORES. CRITERIO HIDRÁULICO

Se denominan arenas, las partículas pesadas como la arena, a las gravas, cenizas u otros sólidos más pesados que la materia orgánica putrescible, que van a dar al sistema de drenaje por las coladeras, infiltraciones en las tuberías o a través de los drenajes habitacionales. La presencia de arena es común en sistemas de drenaje combinados, por lo que se requiere la instalación de cámaras desarenadoras para su remoción; su remoción protege a las bombas y otros equipos del desgaste excesivo debido a la abrasión y no permite que este material se acumule en los tanques y pueda causar obstrucciones y taponamientos. Normalmente se instalan los dispositivos de remoción de arenas a continuación de las rejillas y antes del equipo de bombeo. Algunas veces, las líneas de drenaje están demasiado profundas, por lo que no es práctico colocar el desarenador antes de las bombas; en tales casos, este se ubica después de las bombas del afluente. Esencialmente hay dos tipos de unidades desarenadoras: Tanques simples y tanques aireados.

TANQUES AIREADOS.

Son unidades que cuentan con un dispositivo de aireación en el tanque para provocar, mediante el control de la cantidad de aire inducido, que se mantenga en suspensión la materia orgánica y se sedimenten las arenas hasta el fondo del tanque. Este tipo de unidades requieren de compresores de aire, por lo que no es común su empleo.

CÁMARAS SIMPLES.

Son canales rectangulares donde se mantiene una velocidad controlada del agua residual, de manera que las arenas sedimenten hasta el fondo del canal y los sólidos orgánicos putrescibles ligeros pasan a las subsecuentes unidades de tratamiento; también son llamados de flujo horizontal

Estas cámaras utilizan el principio de sedimentación diferencial para sedimentar las partículas de arena, en tanto que permiten que el material orgánico ligero continúe suspendido. Por medio del control de la velocidad del flujo de las aguas residuales es posible controlar el tamaño de las partículas a remover. La práctica común indica que la remoción de todas las partículas de 0.2 mm de diámetro o mayores, con una densidad relativa de 2.65 le dan una protección adecuada al equipo. Para su remoción es necesario proporcionar suficiente tiempo de retención para que las partículas se asienten desde la superficie hasta el fondo del tanque. En el siguiente cuadro se muestra la velocidad de sedimentación contra la temperatura, así, la velocidad de sedimentación de a 10° C es de 2.1 cm seg⁻¹, para una partícula que tenga el diámetro y la densidad relativa mencionados.

Para mantener una velocidad de flujo constante, se debe equipar a la cámara desarenadora con una sección de control, que puede ser un vertedor proporcional o un canal Parshall instalado aguas abajo de la cámara. El canal Parshall no necesita de mucha carga como los vertedores proporcionales, pero da un control de velocidad a un rango de flujo más limitado; también requiere de más espacio para su instalación y usualmente incluye un mayor costo.

Este vertedero proporciona un control en un amplio rango de flujos. El principio básico del vertedor proporcional es que el gasto a través de él, varía directamente con la carga; esto es que el control de flujo va directamente relacionado con la forma del vertedor. En las plantas grandes, en donde el uso de varias cámaras desarenadoras es apropiado, el control de la velocidad puede lograrse variando el número de cámaras en servicio.

En el canal desarenador debe mantenerse una velocidad constante de 30 cm seg⁻¹, para cumplir con esta condición, se diseñan con las siguientes ecuaciones:

$$Q = 2b\sqrt{2ag}\left(h + \frac{2a}{3}\right) \dots\dots\dots 1$$

$$Q_1 = \frac{4b}{3}\sqrt{2g}\left(h + a\right)^{3/2} - h^{3/2} \dots\dots 2$$

$$X = b\left(1 - \frac{2}{\pi} \tan^{-1} \sqrt{\frac{Y}{a}}\right) \dots\dots\dots 3$$

- donde: Q = flujo del agua residual (m³ seg⁻¹)
- b = mitad del ancho del vertedor (m)
- a = altura de la parte rectangular del vertedor (m)
- h = altura del vertedor (m)
- Q₁ = flujo del agua residual de la parte rectangular del vertedor (m³ seg⁻¹)

En la ecuación 1, la incógnita por resolver es "b", ya que "a" se asume con un valor mínimo de 2.54 cm y se puede ajustar hasta que se tenga un valor adecuado para "b", de acuerdo con las condiciones del canal. "h" se calcula considerando el tirante máximo "H" en el canal desarenador, y es igual a la altura del vertedor "h" más "2/3 a". Aplicando la ecuación 3 se obtiene la curva del vertedor. Con los valores de a y b, X puede ser calculada para cualquier valor de Y.

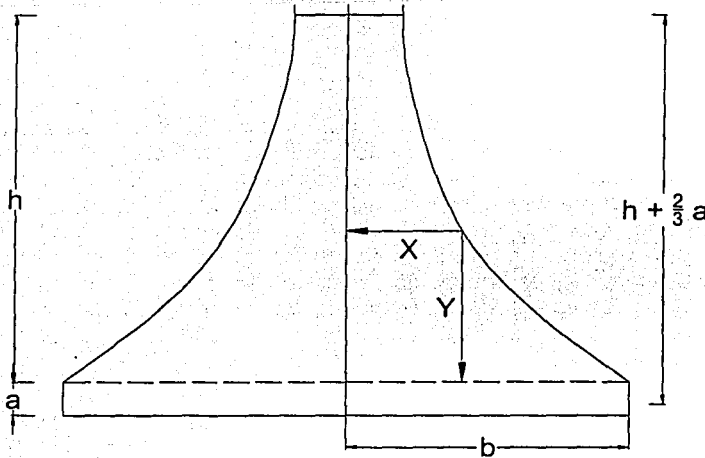


Figura 3 VERTEDOR PROPORCIONAL

La máxima altura de la sección rectangular del vertedor puede ser proporcionada por el ancho permitido del vertedor.

La experiencia ha demostrado que la velocidad horizontal del flujo de la cámara desarenadora debe mantenerse lo más próximo a los 30 cm seg⁻¹; esto permite la sedimentación de las arenas. Para mantener esta velocidad se debe equipar a la cámara desarenadora un dispositivo de control de velocidad. El área de la sección transversal (A) del canal desarenador se basa en el flujo de diseño (Q) y la velocidad horizontal (V), y de acuerdo a la ecuación de continuidad se tiene que:

$$A = \frac{Q}{V}$$

donde: V = velocidad del flujo (m seg⁻¹)
 Q = gasto de diseño (m³ seg⁻¹)
 A = área proyectada (m²)

Por otra parte:

$$A = W * H$$

donde: W = ancho del canal
 H = tirante del canal para el caudal máximo.

El ancho mínimo recomendable para facilitar la limpieza es de 0.6 m; sin embargo, en sistemas superficiales pequeños es permisible hasta 0.4 m. Por lo tanto:

$$H = \frac{Q}{WV}$$

y

$$L = \frac{HV}{U}$$

donde: L = largo del canal (m)

U = velocidad de sedimentación de la arena (m seg⁻¹)

Debido a los efectos de turbulencias y alteraciones de entrada y salida, la longitud de la cámara debe aumentarse un 40 % sobre el valor teórico obtenido con las formulas anteriores. Así mismo, se debe proveer un espacio dentro de la cámara para la acumulación y almacenamiento de las arenas. Normalmente la cantidad de arenas en las aguas residuales varía en un rango de 0.01 a 0.06 m³ por cada 1000 m³ de agua residual. Por lo tanto, el volumen para el almacenamiento depende de la frecuencia de limpieza prevista. Normalmente las cámaras desarenadoras se construyen en paralelo para facilitar la limpieza normal de una, mientras la otra continua operando.

El método más simple para remover las arenas sedimentadas es mediante el paleado manual del fondo de la cámara. Para realizar esta operación, es necesario disponer de una cámara de reserva para desviar las aguas residuales y sacar de operación la que requiere limpieza. En unidades muy grandes, un sistema de poleas puede reducir el esfuerzo manual requerido para sacar las arenas de la cámara. En la siguiente figura se ilustra una instalación típica de una doble cámara desarenadora, considerando la remoción manual de arenas.

Los dispositivos mecánicos, como los removedores, raspadores de cadena, transportadores de gusano, etc., generalmente están incluidos dentro del paquete de la unidad de remoción de arenas que ofrecen los fabricantes del equipo.

DESARENADORES AIREADOS.

En estos tanques las burbujas ascendentes de aire contribuyen a separar la materia orgánica más ligera de la arena, esta materia orgánica puede salir de la cámara con el líquido residual. Estos tanques se proyectan para tiempos de detención de unos tres minutos a caudal máximo. La sección transversal del tanque es semejante a la usada para la circulación en espiral en los tanques de aireación de los lodos activados. La velocidad de rotación transversal o la agitación determinan el tamaño de partículas de peso específico dado que son eliminadas. Si la velocidad es grande, la arena es arrastrada fuera del tanque y, si es pequeña, la materia orgánica que se deposita junto con la arena. La cantidad de aire puede ajustarse fácilmente, con lo cual se puede obtener una eliminación cercana al 100 % y la arena queda bien lavada. Para determinar la pérdida de carga de un desarenador aireado se debe considerar la expansión del volumen por el aire introducido. La arena puede quitarse continuamente por diversos medios. Las ventajas de las cámaras desarenadoras aireadas son: no es necesario regular cuidadosamente la velocidad, las variaciones en el gasto tienen poco efecto sobre la separación de la arena, la arena separada se limpia suficientemente para su eliminación sin necesidad de nuevos lavados.

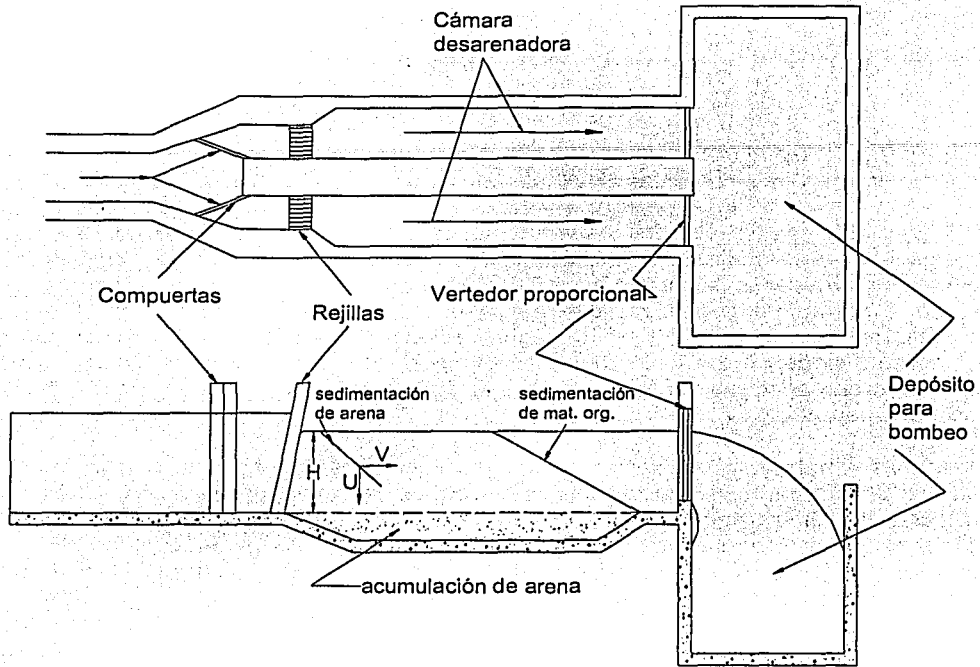


Figura 4 TANQUE DESARENADOR DE FLUJO HORIZONTAL

Tabla 33 INFORMACIÓN TÍPICA PARA EL PROYECTO DE DESARENADORES DE FLUJO HORIZONTAL

CARACTERÍSTICAS	VALOR	
	INTERVALO	TÍPICO
Tiempo de detención (seg.)	45 - 90	60
Velocidad horizontal ($m s^{-1}$)	0.25 - 0.40	0.30
Velocidad de sedimentación para la eliminación de:		
Malla 65 ($m min^{-1}$)	1.0 - 1.3	1.15
Malla 100 ($m min^{-1}$)	0.6 - 0.9	0.75
Pérdida de carga en la sección de control como porcentaje de la profundidad del canal (%)	30 - 40	36 ¹
Incremento por turbiedad en la entrada y en la salida	$2Dm^2 - 0.5L^3$	

¹ Canal Parshall como elemento de control.

² Profundidad máxima del desarenador

³ Longitud teórica del desarenador.

Tabla 34 INFORMACIÓN TÍPICA PARA EL PROYECTO DE DESARENADORES AIREADOS

CARACTERÍSTICAS	VALOR	
	INTERVALO	TÍPICO
Dimensiones:		
Profundidad (m)	2 - 5	
Longitud (m)	7.5 - 20.0	
Anchura (m)	2.5 - 7.0	
Relación anchura-profundidad.	1:1 - 5:1	2:1
Tiempo de detención (seg.)	2 - 5	3
Suministro de aire m ³ /min. Por m de longitud	0.15 - 0.45	0.30
Cantidad de arena (m ³ 10 ⁻³ m ⁻³)	0.004 - 0.200	0.015

IV.4 TANQUES DE PREAIREACIÓN

La preaireación antes del tratamiento primario se utiliza para lo siguiente:

- Mejorar su tratabilidad.
- Conseguir una distribución uniforme de los sólidos suspendidos y flotantes.
- Obtener una mayor eliminación de sólidos suspendidos en los tanques de sedimentación.
- Ayudar a eliminar grasas y aceites.
- Refrescar las aguas sépticas antes de llevar a cabo el tratamiento.
- Aumentar la eliminación del DBO.
- Eliminar olores.

La preaireación se logra introduciendo aire en el efluente durante un período de 20 a 30 minutos a una cierta velocidad, esto se lleva a cabo forzando el paso de aire comprimido a través de las aguas negras, a razón de 0.75 L de aire por litro de aguas negras, cuando la operación dura 30 minutos o por agitación mecánica, de manera que se pongan continuamente en contacto con la atmósfera para que absorban el aire. Para garantizar una adecuada agitación del aire comprimido que se inyecta a las aguas negras, el aire se suministra a razón de 100 a 400 L por minuto por metro lineal de tanque o de canal. Cuando el aire que se usa para la agitación mecánica se emplea también con el propósito de disminuir la DBO, el tiempo de retención debe ser de al menos 45 minutos. La agitación de las aguas negras en presencia del aire tiende a flocular los sólidos suspendidos más ligeros, formándose masas más pesadas que se asientan rápidamente en los tanques de sedimentación; también contribuye a la separación de grasas y aceites; y ayuda a restaurar las condiciones aerobias en las aguas negras sépticas.

IV.5 CÁRCAMO DE BOMBEO Y SELECCIÓN DE EQUIPO

La estación principal de bombeo de una planta de tratamiento de aguas residuales recibe el agua residual de la red municipal y la eleva a una altura suficiente que permita al agua residual fluir por gravedad a través de los procesos de tratamiento. Cuando las condiciones del terreno permiten que el agua fluya por gravedad a los procesos de tratamiento, la estación de bombeo para el afluente no es necesaria. Las partes esenciales de una estación de bombeo son: equipo de bombeo, pozo de admisión o pozo húmedo, cámara de bombeo o pozo seco y unidad de fuerza motriz.

Se debe instalar un vertedor de excedencias para evitar daños a la estación de bombeo por sobreflujos; por lo que se debe proporcionar un drenaje suficiente al piso de las estaciones bombeo, para prever el caso de alguna rotura en las bombas o en las tuberías. Los pisos situados por debajo del drenaje por gravedad deben drenar hacia un cárcamo de bombeo. Cuando exista peligro de inundación se puede conectar con este cárcamo la tubería de succión de la bomba principal.

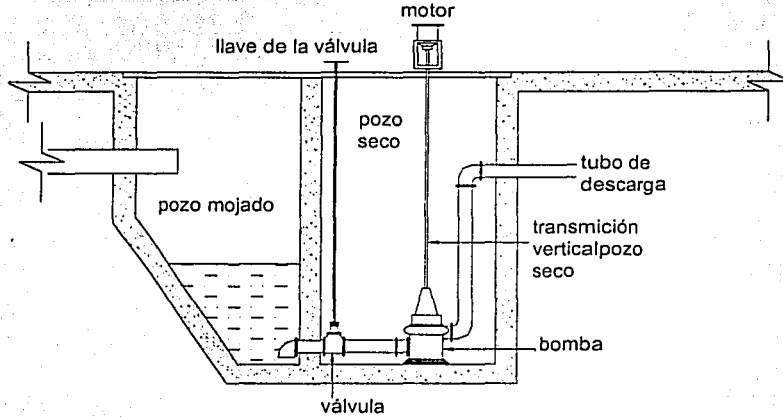


Figura 5 ESTACIÓN DE BOMBEO

Cuando se requiere de una o más estaciones de bombeo, éstas se colocan en la misma planta, pero si por falta de espacio o por las condiciones del terreno no es posible, se pueden situar en otra planta y conectarlas a la planta de tratamiento mediante tuberías a presión. De acuerdo a su función y localización en la planta de tratamiento se pueden clasificar como estaciones de bombeo del afluente, estaciones del efluente o estaciones de recirculación.

Para determinar el tamaño de la estación de bombeo se debe conocer la cantidad y las variaciones del caudal esperadas, ya que no hay un método para el dimensionar las estaciones de bombeo que sea aplicable a todas las condiciones. Para hacer una selección apropiada del equipo de bombeo y el diseño correcto del pozo húmedo, se debe conocer el caudal máximo, promedio y mínimo diario; así como hacer estimaciones de caudales futuros. El diseño de la estación de bombeo puede incluir el equipo de bombeo con capacidad suficiente para manejar los caudales futuros o bien tomar las provisiones necesarias para futuras ampliaciones. El volumen de la cámara de aspiración comprendido entre los puntos de arranque y parada de una sola bomba o un solo escalón de control en la velocidad para bombas de varias velocidades esta dada por la expresión:

$$V = \frac{q\theta}{4}$$

donde: V = capacidad necesaria (m^3)

θ = tiempo mínimo de un ciclo de bombeo (min)

q = capacidad de la bomba ($m^3 \text{ minuto}^{-1}$)

El equipo de bombeo de aguas negras es la parte más importante del equipo de una planta de tratamiento, ya que una descompostura en él significa que es necesario desviar las aguas negras, por lo que se deben tener por lo menos dos bombas. Una bomba se define como una máquina hidráulica operada por medio de un motor que es capaz de transportar un líquido, incrementando la presión. Debido a la presencia de sólidos suspendidos en las aguas residuales domésticas se utilizan bombas espirales o centrífugas.

Las bombas centrífugas se clasifican como: de flujo radial, flujo mixto y flujo axial. Las bombas de flujo radial y mixto se emplean para el bombeo de aguas residuales y pluviales; las de flujo axial se utilizan para escorrentías pluviales sin mezclarse con las aguas residuales o efluentes de plantas de tratamiento. Estas bombas utilizan la fuerza centrífuga para transferir energía al fluido. También se utilizan las bombas de desplazamiento positivo para transportar lodos de los tanques de sedimentación primaria a los digestores, estas se pueden clasificarse en dos: rotativas y de pistón.

La instalación de bombas en las estaciones de bombeo se pueden clasificar del siguiente modo: a) bombas sumergidas bajo las aguas negras en el pozo de recepción, b) bombas en un pozo seco a un nivel más bajo que el líquido en el pozo de recepción y c) bombas colocadas más altas que el nivel de aguas negras en el pozo de recepción.

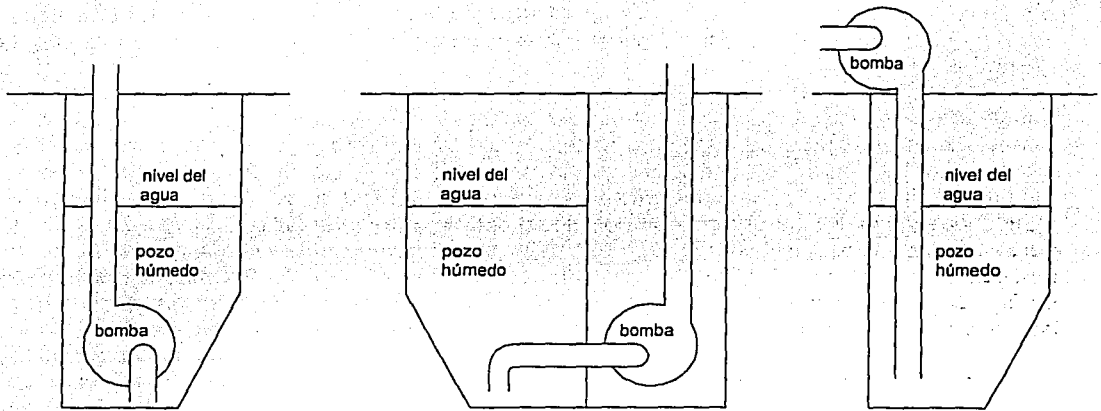


Figura 6 INSTALACIÓN DE BOMBAS EN ESTACIONES DE BOMBEO.

Para realizar los cálculos, se debe conocer la altura hasta la cual debe ser bombeada el agua; tomando en cuenta la carga hidráulica total que tiene que vencerse. El cálculo de este elemento es el de mayor importancia en la elección e instalación de una bomba centrífuga. La carga hidráulica total, está formada por la suma de los elementos que se enumeran:

- Altura estática de succión (H_{SUC}) o carga de presión en la succión (H_{PRES}), es la distancia vertical entre la superficie libre del agua en el depósito y la línea del centro del eje de rotación horizontal de la bomba.
- Altura o carga estática de descarga (H_{DESC}), es la distancia vertical o desnivel entre la línea del centro del eje horizontal de rotación de la bomba y el nivel de descarga.

- Carga de fricción (hf) o pérdida total por fricción que tendrá lugar en la succión o en la descarga.

Cuando la bomba centrífuga se encuentra en el nivel del agua en la succión, la carga hidráulica total (H) es igual a

$$H = H_{SUC} + H_{DESC} + hf;$$

Cuando la bomba trabaja ahogada:

$$H = H_{SUC} - H_{DESC} + hf.$$

Al calcular la carga hidráulica total que debe considerarse en un sistema de bombeo las pérdidas por fricción y la carga estática deben calcularse para condiciones extremas, debe considerarse la H máxima que podrá presentarse calculando las pérdidas por fricción para el gasto máximo que pudiera requerirse en el sistema de bombeo.

La construcción de la curva carga-capacidad para el sistema es el primer paso para la selección de las unidades de bombeo, esta curva conocida como la curva de carga del sistema, se obtiene graficando la capacidad total de la bomba contra la altura dinámica total para una capacidad dada. Como el nivel del agua en el lado de la succión de las estaciones de bombeo de aguas negras está sujeta a variaciones considerables, es recomendable graficar las curvas del sistema para ambos extremos de la carga estática. Las pérdidas de la tubería entre la succión y la bomba y entre la bomba y el impulsor son despreciables para la curva de carga de la bomba.

Los factores de fricción y coeficientes de resistencia se pueden determinar en cualquier libro de hidráulica. Sin embargo es necesario hacer unas estimaciones preliminares del tamaño de la tubería y del número de conexiones y válvulas para el cálculo de la curva del sistema. El tamaño de la tubería puede determinarse usando la velocidad del caudal, y el número de conexiones y válvulas se determinan por medio del plano de la estación. La figura muestra una curva típica de carga del sistema para una estación de bombeo. Se encuentran las tres curvas características de los dispositivos de bombeo, la curva de la carga hidráulica contra la capacidad muestra los litros por minuto que la bomba moverá en función de las cargas hidráulicas que soporte, al operar a la velocidad adecuada. La curva de rendimiento de la bomba muestra la eficiencia de operación de la bomba en diversos puntos de la curva hidráulica contra la capacidad. La curva de potencia al freno muestra la fuerza en HP que debe proporcionarse a la bomba en diversos puntos de la primera curva. Calculando la carga hidráulica total (H) a que la bomba este operando, de la curva pueden obtenerse los litros por minuto que se bombean; la potencia requerida por la bomba y la eficiencia de la misma, para cualquier condición. Generalmente las bombas para aguas negras se diseñan para operar a velocidades de 1800 revoluciones por minuto.

Cuando se opera una bomba centrífuga a alta velocidad se desarrollan bajas presiones en el ojo del impulsor o en los extremos de las aletas, si esta presión disminuye hasta un valor menor a la presión de vapor de líquido puede presentarse la evaporación en estos puntos. Las burbujas de vapor formadas se mueven hacia la región de alta presión y se desbaratan formando el fenómeno conocido como cavitación que se manifiesta por una reducción en la potencia, vibraciones y fuertes ruidos. La cavitación puede eliminarse reduciendo la velocidad de la bomba, cuando la cavitación no se reduce o elimina daña los mecanismos de la bomba. También se presenta la cavitación cuando la presión total, expresada en columna de fluido en la succión, menos la presión de aceleración de este punto es igual o menor que la presión de vapor del fluido.

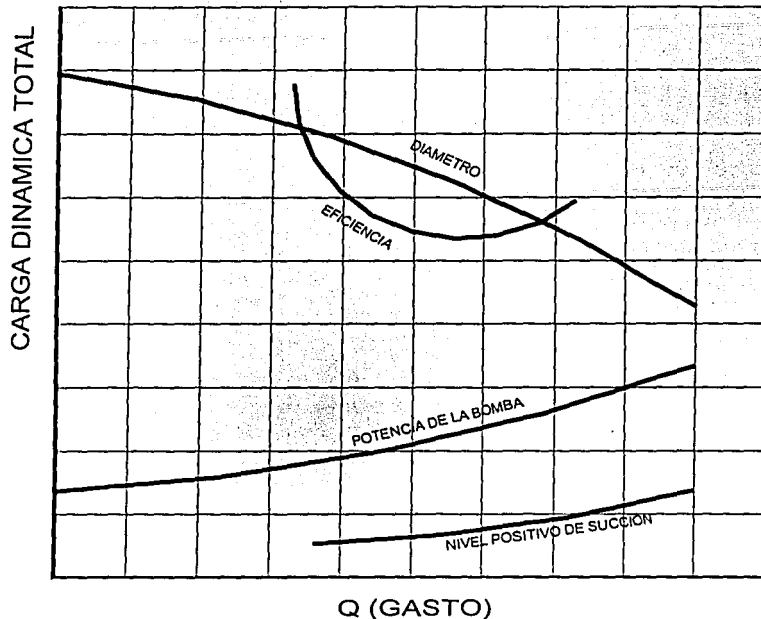


Figura 7 CARACTERÍSTICAS DE LA BOMBA

Para el caso de aguas negras donde se tienen variaciones de caudal durante períodos de 24 horas se prefiere el uso de tres bombas; diseñándose de la siguiente manera: una con capacidad por arriba del promedio mínimo de flujo, otra bomba con capacidad mayor que el flujo promedio y una tercera bomba con capacidad igual o mayor al flujo máximo. Lo más usual es que las bombas trabajen en paralelo de modo que descarguen en la misma tubería, por lo que deben tener la misma carga de cierre, ya que de otra forma, la bomba que descargase a mayor presión trabajaría aún cuando se parasen las demás bombas.

Los fabricantes disponen de las curvas características completas, así como de las recomendaciones para el mantenimiento de las bombas. Para solicitar una cotización es necesario indicar los siguientes parámetros: capacidad de la bomba ($L \text{ min}^{-1}$), carga total del sistema (H), velocidad de la bomba (rpm), potencia (HP), eficiencia requerida y las condiciones de carga y descarga a los que trabaja la bomba. La potencia de la bomba se calcula con la siguiente expresión:

$$P = C \frac{QH\gamma}{75\eta}$$

donde: P = potencia de la bomba

Q =gasto

γ = peso específico del liquido

H = presión estática

η = eficiencia

C = coeficiente que es igual a 1 para agua potable y 1.25 para aguas negras.

La fuerza necesaria para el movimiento de las bombas es producida por motores eléctricos, debido a su bajo costo inicial, a su confiabilidad y a su flexibilidad de operación. Como en muchas instalaciones se requiere regulación de la velocidad se utilizan motores de velocidad variable o transmisiones de velocidad variable, siendo esto último lo más satisfactorio, pues permite que la bomba funcione bajo las condiciones más económicas. El control del equipo de bombeo se efectúa mediante un interruptor de nivel colocado en el pozo húmedo.

La corriente eléctrica que llega a la instalación de bombas suele someterse a una reducción de voltaje, se lleva a un cuadro de distribución y desde allí se distribuye a la instalación. El tipo de corriente que se dispone en la República Mexicana es de 60 ciclos, con alto voltaje que se reduce en transformadores a los voltajes estándar de 110, 220, 440, 2200 y 4100 voltios. En las plantas de tratamiento de aguas negras rara vez se excede de 440 y los más elevados suelen usarse para las líneas alimentadoras.

Para motores de más de 50 HP, se ha encontrado una economía en el costo del motor y la alimentación de pérdidas de transformación usando voltajes superiores a los 440 voltios. Es recomendable para toda planta de tratamiento disponer de una fuerza auxiliar de energía para cuando se interrumpa la exterior. Los circuitos eléctricos para la conexión de los motores a la fuente de energía pueden ser monofásicos o trifásicos, siendo este último el estándar para los motores usados en las estaciones de bombeo excepto cuando el motor es de una fracción de caballo de fuerza.

El diseño más común de una estación de bombeo se refiere a un pozo húmedo que recolecta el agua residual y un pozo seco para colocar las bombas y el equipo de control, se debe tomar en cuenta la naturaleza corrosiva del agua residual, especialmente su septicidad, puesto que produce ácido sulfhídrico que ataca los materiales de concreto y metal. El pozo húmedo, actúa como un depósito regulador para reducir al mínimo las fluctuaciones de carga de las bombas. El pozo debe localizarse tan alto como lo permitan las condiciones locales, y el fondo debe estar inclinado hacia el punto de succión de cada bomba, para evitar la acumulación de sólidos en el fondo del pozo.

El tamaño y la forma del pozo húmedo está en función del caudal y de la capacidad de bombeo ya que debe permitir funcionar a las bombas el mayor tiempo posible sin que haya acumulación de sedimentos. Para evitar la acumulación de sedimentos, se proporciona al fondo del pozo una pendiente pronunciada hacia el cárcamo donde se localiza la entrada de succión de la bomba. El pozo húmedo debe estar dividido en dos o más secciones, que puedan usarse conjuntamente o por separado, para facilitar la limpieza o las reparaciones. El pozo húmedo debe dimensionarse para que una bomba pueda pararse por lo menos durante 5 minutos para permitir que el motor se enfríe, además, el tiempo mínimo que las bombas deben trabajar debe ser aproximadamente 15 minutos para reducir el flujo de sobrecarga en el sistema de tratamiento. Para prevenir condiciones sépticas, el pozo húmedo debe ser pequeño y el tiempo de retención no deberá exceder de 20 minutos, basados en el flujo promedio de agua residual. Deben establecerse dispositivos para un buen acceso, inspección, limpieza, iluminación y ventilación. El pozo húmedo debe protegerse con un conducto lateral o con un rebosadero para los períodos de caudal extremadamente altos o para cuando en equipo falle.

El tamaño y forma del pozo seco dependen principalmente del número y tipo de bombas seleccionadas más lo necesario para la instalación de bombas en el futuro. En la práctica común se hace el pozo seco lo suficientemente profundo para que las bombas sean autocebables en todos los niveles de comienzo; esto es, que el nivel bajo en el pozo húmedo esté por encima del nivel de la bomba. Los pozos secos deben estar bien iluminados y

ventilados adecuadamente, así como estar provistos de bombas de drenaje automáticas sin problemas de taponamientos para prevenir las inundaciones en el pozo debido a fallas mecánicas o infiltraciones. Los centros de control de los motores de las bombas deben colocarse sobre el nivel de tierra.

Debido a que pueden entrar cantidades excesivas de agua a los sistemas de drenaje, por la precipitación pluvial o nuevas conexiones, es conveniente contar con derivaciones de sobreflujo a sistemas de recolección localizados antes o después que la estación principal de bombeo para evitar el daño al equipo y prevenir que haya baja eficiencia en las unidades de tratamiento.

Como las bombas no operan de forma continua sino de forma intermitente, se presenta un fenómeno de golpe de ariete, el cual debe calcularse para determinar la capacidad de la tubería y de las válvulas para proteger a las bombas de este fenómeno transitorio ya que un calculo inadecuado puede conducir a su descompostura. Para el cálculo del golpe de ariete se emplean la formula de MICHAUD:

$$\Delta H = \frac{2LV}{gt} \quad \text{cuando } L < \frac{at}{2}$$

o la fórmula de ALLIEVI

$$\Delta H = \frac{\alpha V}{g} \quad \text{cuando } L > \frac{at}{2}$$

donde $\alpha = \frac{1440}{\sqrt{1 + c \left(\frac{kd}{Ee} \right)}}$

a = velocidad de propagación de la onda (m seg⁻¹)

V = velocidad inicial del agua (m seg⁻¹)

L = longitud de la tubería (m)

C = 1 para tuberías con juntas de expansión, 1- μ^2 en tuberías con movimiento axial impedido y 5/4 - μ^2 para tuberías sin juntas de expansión y fijas en los extremos

μ = módulo de Poisson

K = módulo de la masa del agua (2070 MN m⁻²)

d = diámetro de la tubería (mm)

e = espesor de la pared de la tubería (mm)

E = módulo de elasticidad de la tubería (MN m⁻²)

g = aceleración de la gravedad (m seg⁻²)

t = tiempo de cierre (seg)

ΔH = sobrepresión debida al golpe de ariete (m)

IV.6 REMOCIÓN DE GRASAS, ACEITES Y MATERIA FLOTANTE

Regularmente no se espera que en las aguas residuales municipales el contenido de grasas y aceites y materia flotante sean alto. Estos parámetros son más importantes en aguas residuales industriales que en las aguas residuales municipales, normalmente las cantidades totales de grasa y aceites son pequeñas.

Las cantidades normales de grasa y aceites en los desechos domésticos se remueven fácilmente en el sedimentador, algunas grasas pesadas se adhieren a los sólidos sedimentables y se conectan con los lodos en el fondo del tanque de sedimentación. Las fracciones ligeras forman una nata en la superficie, la cual se puede remover con un desnatador manual o haciendo uso de dispositivos mecánicos. La remoción de grasas y aceites se puede completar con procesos sofisticados como la flotación con aire disuelto y coagulación-filtración de alta velocidad. En las aguas residuales municipales estas técnicas no ofrecen una ventaja real sobre la sedimentación normal para hacer frente a los límites prescritos para grasas y aceites en el efluente.

Las grasas y aceites que se recuperan en los tanques de sedimentación no tienen la suficiente calidad para tener valor comercial, además de que sus volúmenes son pequeños; en consecuencia las grasas atrapadas con el lodo pueden llevarse a tanques de digestión de lodos o manejarse con cualquier método usado para la disposición de lodos. La nata flotante que contiene grasas y aceites puede enterrarse o incinerarse. Si se entierra, se recomienda hacerlo en la zanja que tenga alrededor de medio metro de profundidad para evitar los olores provocados por la acción bacteriana.

V. TRATAMIENTO PRIMARIO

La remoción de los sólidos sedimentables es un paso importante en el tratamiento de aguas residuales. El remover los sólidos mediante un tratamiento ayuda a evitar el depósito de lodos en los cuerpos de aguas receptores, reduciendo los olores y las capas de lodos anaerobios en el fondo de las corrientes. Existen varios métodos para la remoción de sólidos sedimentables.

V.1 TANQUE DE SEDIMENTACIÓN. CRITERIOS DE DISEÑO

En la sedimentación es importante diferenciar entre las partículas discretas, que son las que no cambian de tamaño, forma o masa durante la sedimentación; y los flóculos, que son las que se aglomeran durante la sedimentación y no tienen características constantes. Existen dos clasificaciones principales para el diseño de tanques de sedimentación:

1. Tanques de flujo horizontal,
2. Tanques de flujo vertical.

Para el diseño de ambos tipos de tanques se involucran diversos factores como son: la forma, número de tanques, dimensiones del tanque, dirección y velocidad del flujo, tiempo de detención, volumen de almacenamiento de lodos, método de recolección e los lodos.

La sedimentación de flujo horizontal es un proceso de separación por gravedad, en el cual se permite a las partículas de un peso específico mayor que el agua sedimentarse en el fondo del tanque. Las ventajas que ofrecen las unidades de flujo horizontal sobre las de flujo vertical o ascendente son:

1. El proceso es más tolerante a las variaciones hidráulicas y de calidad.
2. El proceso proporciona un rendimiento predecible en la mayoría de las condiciones climáticas y operacionales.
3. Los resultados a escala de los laboratorios son aplicables a escala industrial.
4. El proceso opera bien cuando las cargas de lodo son muy altas.
5. Los costos de construcción son bajos y permiten su ampliación.
6. La operación y mantenimiento son sencillos.

La teoría básica de la sedimentación de las partículas discretas es la ley de Newton que supone la presencia de partículas esféricas con diámetros homogéneos, y cuando tal partícula se pone en un líquido de densidad más baja, se acelera hasta que alcanza su velocidad final cuando se equilibra el peso de la partícula con la resistencia o fuerza de fricción ofrecida por el líquido.

Fuerza gravitatoria = fuerza debida a la fricción

$$(\rho_s - \rho_L)gV = \frac{C_D A \rho_L V^2}{2}$$

donde: ρ_s = densidad de la partícula

ρ_L = densidad del líquido

g = aceleración de la gravedad

V = volumen de la partícula

C_D = coeficiente de arrastre de Newton, su valor varía en función del número de Reynolds (Re) y en menor grado, con la forma de la partícula

A = área transversal de la partícula

V = velocidad de sedimentación

Despejando la velocidad de la ecuación anterior:

$$V = \sqrt{\frac{2(\rho_s - \rho_L)g\forall}{C_D A \rho_L}}$$

Considerando que las partículas tienen forma esférica, esta ecuación modifica:

$$\forall = \frac{\pi d^3}{6}$$

$$A = \frac{\pi d^2}{4}$$

y por lo tanto:

$$V = \sqrt{\frac{2(\rho_s - \rho_L)g(\pi d^3/6)}{C_D(\pi d^2/4)\rho_L}} = \sqrt{\frac{4gd(\rho_s - \rho_L)}{3C_D\rho_L}} = \sqrt{\frac{4gd(Dr_s - 1)}{3C_D}}$$

donde: Dr_s = densidad relativa de la partícula

En flujo turbulento el valor de C_D tiende a 0.4

$$V = \sqrt{\frac{10gd(Dr_s - 1)}{3}}$$

En flujo laminar el valor de C_D es igual a $C_D = 24/Re$, y $Re = vd/\nu$, ν es la viscosidad cinemática.

$$V = \frac{gd^2(Dr_s - 1)}{18\nu}$$

Esta fórmula es la ley de Stokes; la cual no es aplicable a flóculos. Muchos de los procedimientos de diseño de platas de tratamiento de aguas residuales municipales para remoción de sólidos sedimentables se describen en términos de remoción de sólidos suspendidos. La relación entre sólidos sedimentables y sólidos suspendidos es la siguiente:

$$\text{Sólidos Suspendidos Totales} = \text{Sólidos sedimentables} + \text{Sólidos no sedimentables}$$

Esta relación indica que no todos los sólidos suspendidos en las aguas residuales son sedimentables. La relación normal en el agua residual domestica es:

Sólidos Suspendidos Totales	100%
Sólidos sedimentables totales	60%
Sólidos no sedimentables	40%

El porcentaje de remoción de los sólidos sedimentables y suspendidos es función de la carga superficial, la cual se expresa como el caudal medio diario de aguas residuales por el área superficial del sedimentador. El gasto superficial equivale a la velocidad de sedimentación.

$$q = \frac{Q}{A}$$

Donde q es la carga superficial ($m^3 m^2 \text{ día}^{-1}$), Q el caudal del agua residual ($m^3 \text{ día}^{-1}$) y A el área del sedimentador (m^2).

Aunque las normas están escritas en términos de limitación de sólidos sedimentables, la mayoría de los datos de diseño para procesos de sedimentación se presentan para sólidos suspendidos. Como requerimiento mínimo, los tanques de sedimentación tienen que lograr el 60% de remoción de sólidos suspendidos en la corriente de agua residual. Este tratamiento es adecuado para llevar el efluente al requerimiento de un mililitro de sólidos sedimentables. Con el caudal de diseño conocido, el área del sedimentador requerida puede determinarse basándose en la carga superficial (q). La práctica ha demostrado que la carga superficial para flujos menores de $4000 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ no debe exceder $24 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1} \text{ m}^2$. Para flujos mayores la carga superficial no debe exceder $32 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1} \text{ m}^2$ basado en el flujo promedio.

Existen tres criterios básicos que regulan el diseño de los tanques de sedimentación:

- Cantidad de agua a tratar
- Tiempo de detención o de residencia
- Gasto superficial

El concepto de tanque de sedimentación ideal desarrollado por Hazen y Camp, es la base para poder llegar a relaciones utilizadas en el diseño de tanques de sedimentación. El modelo seleccionado es el de sección rectangular y consta de cuatro zonas:

Zona de entrada. El flujo puede considerarse laminar y las partículas se distribuyen uniformemente según la sección de entrada.

Zona de sedimentación. Se supone que la partícula deja de estar en suspensión.

Zona de salida. El agua residual se reúne aquí antes de su paso al tratamiento posterior.

Zona de lodos. Esta zona esta reservada para la retirada de los lodos.

El rendimiento de la sedimentación es función del área de la sección horizontal, así que es conveniente utilizar tanques de sedimentación de gran área superficial y pequeña profundidad. Las únicas razones para utilizar una profundidad grande son: satisfacer requerimientos de profundidad para dispositivos mecánicos utilizados para retirar el lodo sedimentado y para que la componente horizontal de velocidad se conserve dentro de ciertos parámetros para evitar el arrastre de las partículas que se han depositado. Las partículas discretas cumplen con esta característica de no ser tan importante la profundidad, sin embargo, para los flóculos la profundidad si afecta su remoción, ya que entre más profundo sea el tanque, es más probable que ocurra la aglomeración. Existen dos tipos básicos de sedimentador: rectangular y circular.

RECTANGULAR.

La práctica general limita el uso de sedimentadores rectangulares, a anchos de entre 1.5 m a 6 m; anchos mayores de 6 m acarrear problemas a los mecanismos de remoción de lodos. La longitud de un tanque puede llegar a 90 m; un sedimentador rectangular bien proporcionado debe tener una longitud proporcional a su ancho, de 3 a 1 y 5 a 1. El tiempo de retención no es un parámetro significativo para propósitos de diseño de un sedimentador; sin embargo, es recomendable un tiempo de retención de 90 a 150 min. La profundidad mínima en sedimentadores con equipo mecánico para remoción de sedimentos es de 2.1 m, permitiéndose profundidades menores para unidades sin emoción mecánica; en este caso se deben proveer volúmenes adicionales en los tanques para el depósito de los lodos, normalmente tolvas en el fondo con ángulos de inclinación de las paredes de 30 a 45°.

Los dispositivos de entrada y salida se diseñan para minimizar las turbulencias y distribuir el flujo en todo lo ancho del tanque. El dispositivo de entrada puede estar constituido por una serie de tubos espaciados a lo ancho del tanque, un solo tubo descargado verticalmente bajo la superficie del agua o simplemente por un canal a todo lo ancho del tanque con orificios uniformemente espaciados. Enseguida de los dispositivos de entrada se utiliza una mampara para prevenir los cortos circuitos y para distribuir el flujo de aguas negras lateral y verticalmente; éstas se instalan aproximadamente de 0.6 a 0.9 m al frente de la entrada y sumergidas de 0.45 a 0.60 m dependiendo de la profundidad del tanque, con el borde a 0.05 m bajo la superficie del agua, para permitir que las natas pasen sobre ellas.

Los dispositivos de salida son: vertederos triangulares tipo V de diente de sierra, los cuales vierten a un canal que conduce el agua residual hacia el punto de descarga; los vertedores deben ser ajustables y suficientemente grandes para evitar que altas cargas puedan provocar corrientes de derrame. La carga sobre el vertedor tiene que restringirse a $185 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1} \text{ m}$ para prevenir flujos excesivos. El caudal de salida para el efluente del sedimentador se debe dimensionar para una velocidad aproximadamente de 60 cm s^{-1} . Normalmente frente a los vertedores de salida se colocan las mamparas de retención de natas, las cuales se extienden de 15 a 30 cm bajo la superficie del agua. El largo requerido de vertedor es:

$$W = \frac{Q}{q_w}$$

Donde q_w es la carga del vertedor ($185 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1} \text{ m}$). Q es el caudal de diseño promedio de las aguas residuales ($\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$). W es la longitud del vertedor (m). Los sedimentadores con colector mecánico se implementan con un tubo ranurado de acero de 15 a 20 cm de diámetro, el cual se instala superficialmente y cubriendo todo lo ancho del tanque justo antes del vertedor, cuya función es la de retener y dirigir los sobrenadantes hacia un depósito de natas.

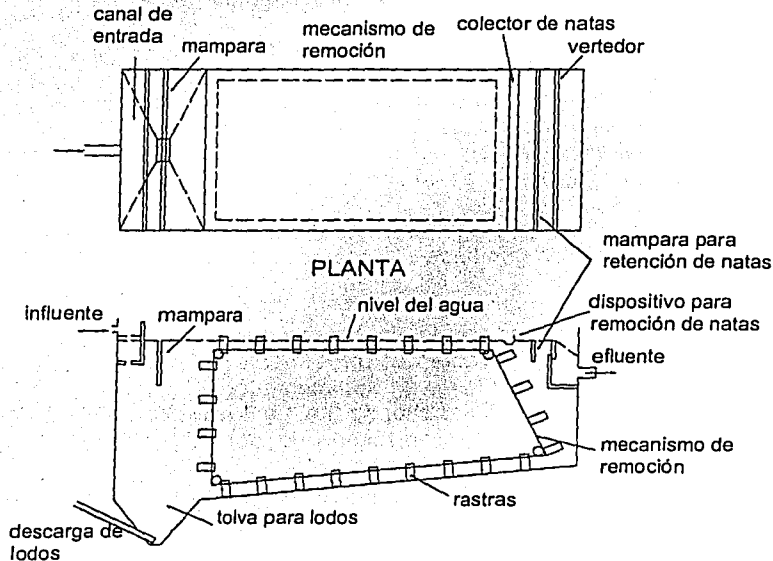


Figura 8 DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE UN SEDIMENTADOR RECTANGULAR.

CIRCULAR.

La utilización de sedimentadores circulares se debe limitar a diámetros iguales o mayores que 7.5 m. Existen en operación tanques con diámetros de 60 m o más, pero el promedio de diámetro máximo es cercano a los 30 m. Como el caso de los sedimentadores rectangulares, el tiempo de retención no es un parámetro tan importante como la carga superficial. Se recomienda que la altura mínima de un tanque sea de 2.1 m. Pueden ser de dos tipos: de alimentación central y de alimentación periférica. En el tipo de alimentación central, una mampara concéntrica disminuye uniformemente el influente en todas direcciones, la salida está constituida por la periferia del sedimentador. Los sedimentadores de alimentación periférica introducen el influente alrededor del borde exterior del sedimentador, las mamparas se extienden 1 o 2 m bajo la superficie e impiden que las aguas residuales tengan un corto circuito a la salida, la cual está localizada en el centro.

En los tanques circulares de alimentación central, la alimentación puede ser un tubo horizontal sumergido desde la pared al centro o un sifón invertido localizado bajo al piso del tanque; en su salida se instalan vertedores ajustables del tipo V o triangular a todo lo largo de la periferia del tanque. Las mamparas de salida se extienden de 20 a 30 cm bajo la superficie del agua y se localizan enfrente de los vertedores para retener la nata flotante. Las mamparas de entrada deben tener diámetros del 10 al 20% del diámetro del tanque y se deben extender de 0.9 a 1.8 m bajo la superficie del agua. El canal periférico que conduce el efluente del tanque sedimentador debe ser de fondo liso y proporcionado para dar una velocidad aproximada de 60 cm s^{-1} . Como el caso de los sedimentadores rectangulares, la carga sobre el vertedero se limita a $185 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1} \text{ m}^{-1}$.

RECOLECCIÓN DE LODOS.

La cantidad de sólidos que sedimentan en el fondo, es función de la carga de sólidos esperados y del porcentaje de remoción de sólidos sedimentables. El volumen de los sólidos puede calcularse de acuerdo con las concentraciones esperadas. Las aguas negras municipales contienen alrededor de 300 mg L^{-1} de sólidos suspendidos y 180 mg L^{-1} de sólidos sedimentables. La sedimentación primaria remueve el 60% de los sólidos suspendidos y hasta un 95% de sólidos sedimentables. Esto equivale mas o menos a 180 mg L^{-1} de sólidos; de manera que un caudal de $1000 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ produce 180 kg de sólidos en base seca. Los sedimentadores se diseñan con fondos de pendiente ligeras, de alrededor del 1% para sedimentadores rectangulares y 8% para sedimentadores circulares. Esta pendiente facilita el drenaje de la unidad y ayuda a la remoción de los lodos que están en el fondo del sedimentador. Para hacer más expedito su manejo, los lodos tienen que espesarse a un grado correcto, de 5 a 8% de sólidos en peso; si se permite que el lodo primario sea demasiado espeso (mayor de 10 a 12% de sólidos), se puede dificultar su bombeo; su extracción se debe llevar a cabo periódicamente en función de la cantidad de sólidos sedimentables.

El volumen de los lodos generalmente es demasiado grande para removerlos manualmente, por lo tanto se requiere de dispositivos mecánicos de rastras, que constan de dos cadenas sin fin que soportan las rastras de madera, las cuales remueven el lodo a una tolva colocada al extremo del tanque; usualmente el influente y la tolva se encuentran en el mismo extremo. La remoción de los lodos de la tolva se hace preferentemente por bombeo. Estas mismas rastras, al moverse sobre la superficie del líquido, empujan el material flotante hacia una artesa o canal para su recolección y posterior remoción. Otro dispositivo para la remoción de lodos que se usa en los tanques rectangulares es el puente viajero. El puente se mueve a lo largo del tanque en ambas direcciones, cuando se mueve hacia el influente este dispositivo actúa como removedor de lodo y cuando regresa opera como un recolector de material sobrenadante. Los

sedimentadores circulares utilizan 1, 2 ó 4 brazos los cuales giran alrededor de un eje central. Los brazos están equipados con paletas que empujan el lodo hacia una tolva de descarga. Cabe mencionar que se pueden utilizar satisfactoriamente sedimentadores sin equipo mecánico por tener un costo más bajo que el de los sedimentadores con remoción mecánica de lodos aunque su eficiencia de remoción sea menor. La función principal de estos dispositivos es la de separar los sólidos sedimentables de las aguas negras; estos se acumulan por gravedad en tolvas localizadas en el fondo del tanque desde donde se bombea o se descarga por la acción de la presión hidrostática. Los sólidos sedimentables se deben extraer a intervalos frecuentes, para no dar lugar a que se desarrolle la descomposición y la consecuente formación de gases. En estos dispositivos el material sobrenadante se debe remover manualmente. El dimensionamiento de estos tanques es semejante al efectuado para los sedimentadores con remoción mecánica, sin embargo se permite que sus profundidades sean menores de 2.1 m, sin contar las tolvas. Las paredes que conforman la tolva deben tener una inclinación de 45°.

Tabla 35 PARÁMETROS TÍPICOS PARA EL DISEÑO DE UN TANQUE SEDIMENTADOR

CARACTERÍSTICAS	VALOR	
	INTERVALO	TÍPICO
Sedimentación primaria seguida de tratamiento secundario		
Tiempo de detención, h	1.5 – 2.5	2.0
Carga de superficie, $m^3 d^{-1} m^{-2}$		
A caudal medio	32 – 48	
A caudal punta	80 – 120	100
Carga sobre el vertedero $m^3 d^{-1} m^{-1}$	125 – 500	250
Sedimentación primaria con edición del lodo activado en exceso		
Tiempo de detención, h	1.5 – 2.5	2.0
Carga de superficie, $m^3 d^{-1} m^{-2}$		
A caudal medio	24 – 32	
A caudal punta	48 – 70	60
Carga sobre el vertedero $m^3 d^{-1} m^{-1}$	125 – 500	250
Dimensiones del tanque rectangular		
Profundidad, m	3.0 – 5.0	3.6
Longitud, m	15 – 90	25 – 40
Anchura, m	3.0 – 24	6 – 10
Velocidad de los rascadores, $m min^{-1}$	0.6 – 1.2	1.0
Pendiente del fondo con remoción mecánica $mm m^{-1}$	1	
Ángulos de inclinación de las paredes de la tolva	30 – 45°	
Dimensiones del tanque circular.		
Profundidad, m	3.0 – 5.0	4.5
Diámetro, m	3.6 – 60.0	12 – 45
Pendiente de la solera, $mm m^{-1}$	60 – 160	80
Velocidad de los rascadores, rpm	0.02 – 0.05	0.03

V.2 TRATAMIENTO QUÍMICO (FLOCULACIÓN-COAGULACIÓN)

Muchas impurezas del agua residual están presentes como sólidos coloidales que no se sedimentan ya que la velocidad de sedimentación de estas partículas no existe. Si se logra aglomerar estas partículas coloidales, aumentan de tamaño hasta un punto tal que hace posible su remoción por sedimentación, a este proceso se le llama floculación. Esta aglutinación es posible, ya que en un líquido en reposo hay colisiones entre las partículas finas debido al movimiento BROWNIANO y también cuando los sólidos que sedimentan más rápido rebasan a las partículas cuya sedimentación es más lenta. Sin embargo, el crecimiento por estos medios

es lento, para mejorar la colisión de partículas se utiliza un agitador suave. Si hay una alta concentración de sólidos coloidales, los procesos de floculación puede ser suficiente para producir sólidos sedimentables, pero cuando hay una baja concentración de estos sólidos se utiliza un coagulante para producir los floculos y también se puede requerir un auxiliar de coagulante, los cuales son simples aditivos como partículas de arcilla que promuevan la aglomeración y fortalezcan al floculo. En el tratamiento de las aguas residuales con frecuencia es tal la concentración de materia en suspensión que puede conseguirse una floculación mediante el agitado suave.

El agitado del agua causa gradientes de velocidad cuya intensidad controla la floculación, ya que el número de colisiones entre partículas esta relacionado con dicho gradiente. Para el mezclado hidráulico tenemos:

$$G = \sqrt{\frac{\rho g t}{\mu}} = \sqrt{\frac{g h}{\nu}}$$

para el caso de un tanque con mezclado mecánico:

$$G = \sqrt{\frac{P}{\nu V}}$$

donde: G = gradiente de velocidad
 V = volumen del tanque
 g = aceleración de la gravedad
 h = pérdida de carga en el tanque
 t = tiempo de mezclado
 ρ = densidad del fluido
 μ = viscosidad cinemática
 ν = viscosidad dinámica

Para una buena floculación G debe estar entre los valores de 20 a 70 m seg⁻¹ m⁻¹, con valores más bajos la floculación es inadecuada y con valores mayores los floculos tienden a fragmentarse. El tiempo de retención en los tanques es de 30 a 45 min. En los países desarrollados se prefieren los floculadores mecánicos debido a su gran versatilidad y por tener más control sobre el proceso, la velocidad de las paletas mecánicamente accionada se puede ajustar a las variaciones del flujo, temperatura o calidad del agua, pero requieren más mantenimiento. Un método más práctico, si se dispone de flujo por gravedad, es utilizar floculadores hidráulicos que no requieren equipo mecánico, pero si suministro de energía, sin embargo sus principales limitantes son:

- Inflexibilidad para responder a los cambios de calidad del agua.
- Los parámetros hidráulicos y los parámetros de coagulación son función del flujo y no se pueden ajustar independientemente, lo cual no sucede en los mezcladores mecánicos.
- La caída de presión es apreciable.
- La limpieza puede ser difícil.

La floculación y la sedimentación se pueden combinar en una sola unidad. En suspensiones coloidales diluidas, la floculación no ocurre de manera importante, por esto se utiliza la coagulación química seguida por la floculación y sedimentación. La precipitación química consiste en agregar a las aguas residuales algunas sustancias que por reacción con otra y con los constituyentes en las aguas producen un compuesto químico insoluble que absorbe el material coloidal y acelera la sedimentación. Este proceso se aplica a partículas de pequeña

dimensión, de milimicras a la decena de micras, que aparecen en el agua formando una estructura coloidal estable. Se ha observado que esta estabilidad se debe a que estas partículas soportan cargas eléctricas del mismo signo y por repulsión eléctrica impiden la agregación de partículas mayores. La partícula coloidal tiene un cierto potencial eléctrico con respecto a la solución neutra en que se halla, el valor de la diferencia de potencial entre el límite de solución rigidamente unida a la partícula y la masa del líquido se denomina Potencial Z.

La coagulación consiste en neutralizar las cargas eléctricas de las partículas, con esto las fuerzas de repulsión dejan de actuar y los coloides tienden a agregarse por acción de atracción de masas. A la agregación de coloides se les denomina flóculos, ya que estos tienen una velocidad de sedimentación apreciable, pueden separarse por decantación. La coagulación se obtiene añadiendo a la dispersión iones de signo contrario al del coloide. Se ha observado que la actividad coaguladora crece con la valencia del ion coagulante; un ion trivalente es de 600 a 1000 veces más efectivo que un ion monovalente. Si la reacción de coagulación se produce en presencia de partículas ya formadas, la probabilidad de encuentro de la partícula naciente con otra partícula aumenta mucho; si además esta segunda tiene un tamaño importante, la atracción que ejerce sobre la primera es muy grande y el crecimiento de las partículas es rápido. Dos sistemas se siguen para lograr esto, el primero consiste en tomar parte de las partículas ya formadas y recircularlas a la cámara de floculación, el segundo método consiste en hacer pasar el agua coagulada a través de una capa de lodo espesado.

Tres fenómenos se dan en la coagulación: el primero es la neutralización de las cargas negativas de la impureza con el ion coagulante; el segundo es la reacción del coagulante y la formación de flóculos de óxido hidratado coloidal con la carga positiva, los cuales atraen las impurezas coloidales de carga negativa; y el tercero es la adsorción superficial de impurezas por los flóculos. Son muchos los factores que influyen en la coagulación del agua, entre los más destacados están:

- Tipo de coagulante
- Cantidad de coagulante
- Características del agua
- Tiempo de mezcla y floculación
- Temperatura
- Fuerza de agitación
- Presencia de núcleos

Los coagulantes deben cumplir con las siguientes características:

- Carga opuesta al coloide
- Deben tener una valencia alta para que la rotura de la estabilidad coloidal sea lo más rápida posible, y deben ser productos no muy costosos en el mercado.
- Deben ser pesados, para que los flóculos formados puedan separarse por sedimentación.

Pueden distinguirse dos grandes grupos de coagulantes: Inorgánicos y orgánicos, y dentro de estos últimos los de origen natural (considerados algunas veces no como coagulantes, sino como auxiliares de la coagulación) y los sintéticos. Los coagulantes sintéticos son:

- Sulfato de alúmina
- Sulfato ferroso

- Sulfato férrico
- Cloruro férrico
- Aluminato sódico
- Sulfato cúprico
- Cloruro de aluminio

Estos dos últimos casi nunca son empleados.

Coagulantes orgánicos (polielectrólitos)

Los naturales incluyen polímeros de origen biológico y derivados del almidón, de la celulosa y alginatos. Se consideran como coadyuvantes; estos facilitan la desestabilidad de las partículas coloidales, ya sea actuando sobre el potencial Z o modificando el pH del agua, algunos sirven de materia de soporte en la aglomeración. Los coadyuvantes orgánicos usados son:

- Alginatos, extracto de algas
- Almidones, extracto de granos vegetales

Coadyuvantes inorgánicos.

- Modifican el pH del agua y facilitan la actuación del coagulante que se use en un rango óptimo de pH
 - Cal viva
 - Cal apagada
 - Carbonato de sosa
 - Sosa cáustica
- Ayuda directa en la coagulación
 - Cloro
- Para neutralizar las cargas eléctricas
 - Silicato de magnesio
- Sirve como materia de soporte
 - Arcilla
 - Sílice activa
 - Carbón activado

Coadyuvantes sintéticos

Han permitido alcanzar resultados notables, pero su empleo es limitado ya que en algunos se han detectado efectos cancerígenos, son macromoléculas de cadena larga que poseen carga eléctrica, y según su carácter iónico se distinguen tres grupos: los no iónicos, los aniónicos y los catiónicos. La acción de los polieléctricos pueden dividirse en tres categorías:

- Reducen la carga de las partículas
- Forman puentes entre las partículas
- Tiene una acción combinada de las dos anteriores

En la Tabla 36 se muestran los productos químicos que se usan, ya sea solos o combinados y las reacciones hipotéticas que se producen en el agua. Hay que tener en cuenta que para la elección de un producto químico se debe contemplar el costo, la dosificación, los requisitos para su uso, su almacenamiento, su aplicación y la eficacia con la que puedan producir los resultados deseados.

Tabla 36. REACCIONES QUÍMICAS EN EL TRATAMIENTO DEL AGUA RESIDUAL.

PRODUCTO QUÍMICO	REACCIÓN
Alumbre	$Al_2(SO_4)_3 + 3Ca(HCO_3)_2 = 3CaSO_4 + 2Al(OH)_3 + 6CO_2$
Caparrosa y cal	$FeSO_4 \cdot 7H_2O + Ca(HCO_3)_2 = Fe(HCO_3)_2 + CaSO_4 + 7H_2O$ $Fe(HCO_3)_2 + 2Ca(OH)_2 = Fe(OH)_2 + 2CaCO_3 + 2H_2O$ $4Fe(OH)_2 + O_2 + 2H_2O = 4Fe(OH)_3$
Sulfato férrico y cal	$Fe_2(SO_4)_3 + 3Ca(OH)_2 = 3CaSO_4 + 2Fe(OH)_3$
Caparrosa clorada	$6FeSO_4 \cdot 7H_2O + 3Cl_2 = 2FeCl_3 + 2Fe_2(SO_4)_3 + 42H_2O$
Cloruro férrico	$FeCl_3 + 3H_2O = 2Fe(OH)_3 + 3H^+ + Cl^-$ $3H^+ + 3HCO_3^- = 3H_2CO_3$
Cloruro férrico y cal	$3FeCl_3 + 3Ca(OH)_2 = 3CaCl_2 + 2Fe(OH)_3$
Cal	$Ca(OH)_2 + H_2CO_3 = CaCO_3 + 2H_2O$ $Ca(OH)_2 + Ca(HCO_3)_2 = 2CaCO_3 + 2H_2O$
Cloruro ferroso	$4FeCl_2 + 4Ca(OH)_2 + O_2 + 2H_2O = 4Fe(OH)_3 + 4CaCl_2$

Ningún producto satisface todos los casos, pero se pueden resumir las ventajas y desventajas de diversos productos químicos.

Cloruro Férrico

- Preferible para el acondicionamiento del lodo en el proceso de activación.
- Es más económico para instalaciones que requieran más de 7 ton de hierro anualmente.
- Esta disponible en forma anhidra, sólida, en terrones o en solución acuosa, y puede obtenerse en la localidad a partir del cloro y raspaduras de hierro o acero.
- El flocúlo se forma satisfactoriamente a todas las temperaturas.
- Es adecuado para oxidar H_2S con un pH alto.
- Útil para combatir olores y corrosión, ya que reacciona con el H_2S formando un sulfuro de hierro y no siendo absorbido por la materia orgánica resulta ser más barato que el cloro para el mismo fin.
- Es muy corrosivo y difícil de manejar.
- Coagula mejor con un pH menor de 7, siendo su óptimo en 5.5, se considera como el mejor coagulante disponible.
- La reducción de los sólidos sedimentables es del 90 al 95 % y de la DBO del 80%.
- La solución tiene que almacenarse y manejarse con recipiente y tubos forrados con caucho.
- La dosis con el pH óptimo va de 0.528 a 0.660 g L^{-1} .

Caparrosa Clorada

- Buena para el acondicionamiento del lodo en el proceso de activación.
- Económica para instalaciones que necesiten más de 7 ton de hierro anualmente.
- Mala con un pH de 7.0; buena con un pH de 5.5 o de 9.0 a 9.5 con dosis de 2.5 a 5.9 g galón⁻¹. (homogeniza las unidades a sistema métrico decimal)
- La reducción de los sólidos sedimentables es del 80 al 90 % y de la DBO del 70 al 80 %.

Caparrosa

- Con un pH mayor de 7.7 favorece la oxidación a hidróxido férrico.
- El producto seco no es fácil de emplear ya que se aterrona, sobre todo los más baratos.
- El costo inicial es relativamente más barato.
- Está disponible en abundancia como producto residual de las fábricas de acero.
- El pH óptimo es aproximadamente de 9.0, con una dosis de 2.5 a 5.0 g galón⁻¹.
- Una dosis excesiva produce una precipitación tardía no conveniente.
- Puede aplicarse en forma de solución.

Sulfato Férrico

- Más eficaz que la caparrosa o la caparrosa clorada cuando se usa cal.
- El mejor pH va de 8.0 a 8.5, con una dosis aproximadamente de 0.660g L⁻¹.
- Puede aplicarse en forma líquida o seca.
- La reducción de los sólidos sedimentables es del 80% y de la DBO del 60%.

Alumbre

- Es económico y fácil de manejar.
- Puede usarse aplicándolo en seco.
- El margen de pH va de 6.0 a 8.5, preferible más de 7.0, con una dosificación que va de 1.321 a 1.585 g L⁻¹.
- La reducción de los sólidos sedimentables es del 80% y de la DBO del 60%.

Cal

- Puede aplicarse en seco.
- No es corrosiva.
- Se usa generalmente para elevar el pH.
- La cal viva debe almacenarse en tanques de acero secos, y debe hidratarse antes de usarse. La cal hidratada seca puede almacenarse en cualquier lugar seco.

Cloro

- Es corrosivo y tóxico. Puede almacenarse en recipientes de hierro fundido, plomo, vidrio o caucho.
- Requiere un equipo especial para la dosificación.
- Es útil en el combate de olores y corrosión en el concreto y para combatir moscas y encharcamientos sobre los filtros.

Como no es posible calcular la dosis del coagulante que se requiere, ni los resultados que producen, es necesario efectuar ensayos de laboratorio, lo cual conduce a la prueba de jarras. Con esta prueba se determina la dosificación del coagulante y el pH óptimo. Las cantidades necesarias de los distintos productos químicos se pueden calcular hipotéticamente a partir de la tabla anterior, pero las cantidades reales sólo las puede dar con precisión con la prueba de jarras. Existen dispositivos para aplicar los productos químicos, en forma de gas, como líquido, en forma de papilla, en soluciones o como sólidos en seco, tanto a mano como con regulación automática. El cloro y el bióxido de azufre, son los únicos productos que se aplican en forma de gas. Para lograr los mejores resultados, los productos químicos deben mezclarse bien en solución antes de ser aplicados. La mezcla se consigue mediante la agitación violenta en un mezclador. No es conveniente un periodo de mezcla demasiado largo, pues esto puede perjudicar a la formación posterior del floculo. El periodo de mezcla debe tener una duración comprendida entre 30 y 180 seg.

Una planta de tratamiento químico tiene usualmente las características siguientes:

- Dispositivos preliminares
- Alimentadores de reactivos
- Unidades mezcladoras
- Tanques de floculación
- Tanque de sedimentación
- Mayores recursos para el tratamiento y disposición de lodos

El tratamiento químico es útil para reducir los sólidos en suspensión y la demanda bioquímica de oxígeno, para clarificar y reducir el color de las aguas, sin embargo, los sólidos disueltos son poco o nada afectados. El proceso es inferior a la oxidación biológica en lo relativo a la reducción de la DBO, nitrógeno orgánico, carbono orgánico y los compuestos amoniacales. Por lo tanto, suele considerarse como un tratamiento intermedio porque los resultados obtenidos son mejores que los del tratamiento primario común, pero no tan buenos como los obtenidos por el tratamiento secundario. La ventaja de este proceso sobre la sedimentación simple, es una eliminación más rápida y completa de los materiales en suspensión. Entre sus inconvenientes figuran la acumulación de un gran volumen de lodo, el costo de los productos químicos, así como su almacenamiento y un mayor cuidado para evitar riesgos.

V.3 FLOTACIÓN

La flotación es una operación unitaria utilizada para separar partículas sólidas con una densidad muy cercana a la del agua. En el tratamiento de las aguas residuales se utiliza la flotación para eliminar la materia suspendida y concentrar los lodos. Su principal ventaja sobre la sedimentación es que las partículas muy pequeñas que se depositan lentamente pueden eliminarse mejor y en un tiempo menor. Una vez que las partículas están flotando en la superficie, pueden recogerse mediante una recolección superficial. Se agrupa la flotación en dos grandes grupos:

FLOTACIÓN NATURAL Y FLOTACIÓN ACELERADA.

La flotación natural puede aplicarse con una cierta aproximación a la ley de Stokes, ya que se desprecia la adsorción y la absorción. Su utilidad se reduce a procesos de desaceitado y desengrasado de las aguas. En la flotación artificial, la separación consiste en introducir burbujas de gas en la fase líquida, las burbujas se adhieren a las partículas y la fuerza ascendente del conjunto partícula-burbuja es tal, que los sólidos suben hasta la superficie. Las limitaciones de la flotación natural ha llevado a desarrollar sistemas acelerados por la alteración de las características de las partículas, estas alteraciones se basan en dos principios: la coagulación y la emulsión de burbujas. Dado que la flotación depende mucho del tipo de superficie de las partículas es necesario efectuar ensayos en plantas piloto y laboratorio. Los factores que deben tomarse en cuenta en el proyecto de equipos de flotación incluyen la concentración de sólidos, cantidad de aire a utilizar, velocidad ascensional de las partículas y la carga de los sólidos.

AIREACIÓN A PRESIÓN ATMOSFÉRICA.

En este sistema se introduce directamente el aire en la masa del líquido en tratamiento. El tamaño de las burbujas es de algunos milímetros y su bajo rendimiento sólo hace recomendable este proceso para la separación de sólidos de muy baja densidad o para mejorar el proceso de flotación natural en la separación de aceites y grasas.

FLOTACIÓN POR AIRE DISUELTO.

En este sistema el aire es introducido mediante agua presurizada; un caudal de agua o parte es mezclado bajo presión de varias atmósferas con aire, después se procede a la liberación de la presión hasta el nivel atmosférico al inyectar esta agua presurizada en el líquido de tratamiento. El aire disuelto se libera en forma de microburbujas que ascienden fijándose a los flóculos en suspensión y produciéndose con ello su flotación. En instalaciones de tratamiento pequeñas el caudal se mantiene en un tanque de retención bajo presión durante varios minutos para dar tiempo al aire a que se disuelva. Se deja pasar a través de una válvula reductora de presión al tanque de flotación donde el aire deja de estar en solución y se desprenden en forma de burbujas diminutas por todo el volumen del líquido. En las instalaciones de mayor tamaño, parte del efluente recircula, se presuriza y semisatura con aire. El caudal recirculado se mezcla con la corriente principal sin presurizar justamente antes de la entrada al tanque de flotación dando como resultado que el aire abandone la solución y entre en contacto con las partículas sólidas a la entrada del tanque. Se han utilizado diversas instalaciones de flotación a presión para el tratamiento de residuos industriales y para la concentración de lodos.

La eficacia del sistema de flotación por aire disuelto depende del valor de la relación entre los kilogramos de aire y los de sólidos requeridos para lograr un grado de clarificación. Este varía con cada tipo de suspensión y puede determinarse experimentalmente en el laboratorio. Los valores típicos de la relación aire-sólidos (A/S) utilizados en el espesamiento de lodos en las plantas de tratamiento de agua residual varían desde 0.005 a 0.060. La relación entre el cociente A/S y la solubilidad del aire, la presión y la concentración de sólidos en el lodo para un sistema en que todo el caudal se encuentra presurizado, esta dada por la ecuación:

$$\frac{A}{S} = \frac{1.3s_a (fP - 1)}{S_a}$$

- donde: A/S = relación aire-sólido (mL mg⁻¹)
- s_a = solubilidad del aire (mL L⁻¹)
- f = fracción del aire disuelto a presión p, generalmente 0.8
- P = presión (atm) = (p+101.35)/101.35
- p = presión manométrica
- S_a = concentración de sólidos en el lodo (mg L⁻¹)

Temp. ° C	0	10	20	30
s _a (mL L ⁻¹)	29.2	22.8	18.7	15.7

La ecuación correspondiente para un sistema en el que únicamente se presuriza la recirculación, es:

$$\frac{A}{S} = \frac{1.3s_a (fP - 1)R}{QS_a}$$

- donde: R = caudal de recirculación (m³ día⁻¹)
- Q = caudal de líquido (m³ día⁻¹)

FLOTACIÓN POR VACÍO.

Consiste este proceso en saturar el agua de aire en un tanque de aireación, y aplicar posteriormente vacío parcial en la superficie de la masa líquida. De esta forma el aire disuelto abandona la solución en forma de microburbujas, arrastrando con ello las partículas sólidas adheridas formando una capa de espuma que se elimina mediante un raspador superficial. El rendimiento de este procedimiento es, generalmente mayor que en el de presurización o aire

disuelto, tanto por lograrse un menor tamaño de burbujas como por obtener una gran homogenización en la zona de formación de microburbujas.

ELECTROFLOTACIÓN.

En ciertas aguas, suficientemente mineralizadas es posible realizar en ella una electrólisis mediante la circulación de una corriente eléctrica por una serie de electrodos sumergidos en el agua. De esta forma se logra un desprendimiento de finísimas burbujas de hidrógeno y oxígeno, cuyo efecto ascensional produce altos rendimiento de separación de los sólidos floculados.

En todos estos sistemas el grado de eliminación puede mejorarse mediante el uso de distintos aditivos químicos.

V.4 TANQUE IMHOFF

El tanque Imhoff consiste en un depósito de dos pasos en el que la sedimentación se consigue en el compartimiento superior y la digestión en el inferior. Los sólidos que sedimentan atraviesan unas ranuras existentes en el fondo del compartimiento superior, pasando al inferior para su digestión a la temperatura ambiente. La espuma se acumula en los compartimientos de sedimentación así como unos respiradores de gas situados al lado de aquellos. El gas producido en el proceso de digestión se escapa a través de respiraderos. El tanque Imhoff ha sido ampliamente utilizado, antes del uso de tanque de digestión con calefacción independiente. En la actualidad, su aplicación ha disminuido y está limitada a plantas relativamente pequeñas. Es sencillo de operar y no exige la supervisión por parte de personal especializado. No existe equipo mecánico que mantener y su funcionamiento consiste en eliminar la espuma a diario y descargarla en el respiradero de gas más próximo, invertir la entrada y la recirculación del agua residual dos veces al mes a fin de igualar la cantidad de sólidos en ambos extremos del compartimiento de digestión y extrayendo lodo periódicamente hacia las eras de secado.

Para comunidades de 5000 personas o menos, los tanques Imhoff ofrecen ventajas para el tratamiento de aguas residuales domésticas ya que integran la sedimentación del agua y la digestión de los lodos en la misma unidad y requieren de una operación muy simple puesto que no tienen partes mecánicas. Sin embargo, para su correcto uso es necesario que las aguas negras pasen por los procesos de cribado y remoción de arena. Son convenientes especialmente en climas calurosos, puesto que esto facilita la digestión de lodos. Para la selección de esta forma de tratamiento se debe considerar que los tanques Imhoff pueden producir olores desagradables. Las partes que integran un tanque Imhoff son: cámara de sedimentación, cámara de digestión y cámara de natas.

CÁMARA DE SEDIMENTACIÓN.

El compartimiento superior de un tanque Imhoff recibe las aguas negras y constituye la zona de sedimentación. Se dimensiona para proporcionar un tiempo de retención de 2 a 3 h, de acuerdo con el flujo promedio del agua residual. El área superficial se determina basándose en una relación de $24 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1} \text{ metro}^2$ de área.

El fondo de la cámara consiste en losas convergentes, con inclinación de 45 a 60 grados respecto de la horizontal, con objeto de que los sólidos se sedimenten y caigan dentro del compartimiento de digestión de lodos a través de una ranura con abertura "x" de 12 a 20 cm; una de las partes inclinadas se prolonga cuando menos unos 15 cm más allá de la ranura, esto evita que los gases de digestión entren a la cámara de sedimentación y causen turbulencias y el acarreo de sólidos a la superficie. La relación ancho-largo (L/W) debe estar entre 3:1 y 5:1.

Se debe instalar una mampara a la entrada de la cámara de sedimentación para la distribución uniforme del influente, estas mamparas deben extenderse más o menos 0.3 m bajo la superficie del agua con su borde a 0.05 m bajo el nivel del líquido. La salida también debe tener una mampara para prevenir la salida de natas con el efluente y contar con un vertedor que recorra el ancho de la cámara.

CÁMARA DE DIGESTIÓN.

Es el compartimiento inferior del tanque Imhoff, donde los sólidos sedimentables sufren la digestión anaerobia. La capacidad de la cámara de digestión debe ser de 30 a 50 litros por persona. El fondo del compartimiento debe contar con una o más tolvas con pendientes de 30 a 45° (θ_2) o más, inclinadas para facilitar el drenado de los sólidos. La dimensión (B) de la tolva en el fondo de la cámara no debe exceder de 60 cm. El lodo digerido puede removerse de las tolvas a través de un tubo de 15 a 20 cm de diámetro (dp) utilizando la carga hidrostática, con tal fin la línea de descarga de lodos se establece aproximadamente a dos metros abajo del nivel del agua de la cámara de sedimentación, para que con esa diferencia de presión se forza la salida del lodo por el tubo cuando la válvula se abra. La tubería debe equiparse con una línea de limpieza, constituida por una línea de agua a presión para conducir los lodos en el principio de la operación de extracción si es necesario. Para asegurar el escurrimiento de los lodos por gravedad, la pendiente hidráulica de los conductos no debe ser menor del 12%.

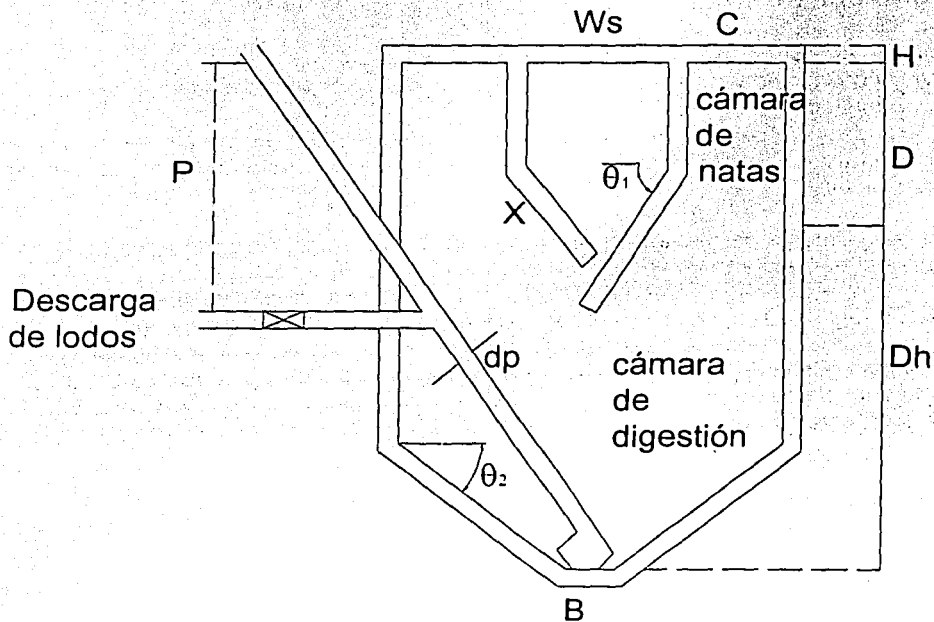


Figura 9 DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DE UN TANQUE IMHOFF

CÁMARA DE NATAS.

Durante el proceso de digestión algunos sólidos pueden ascender formando natas, también se forman gases que son venteados a la atmósfera a través de esta cámara y debe tener aproximadamente el 50% de la capacidad de la cámara de digestión; su área debe ser del 15 al

25% del área superficial total del tanque, con abertura mínima de 60 cm. El borde libre en la cámara de natas deberá estar entre 45 a 60 cm.

Tabla 37 VALORES TÍPICOS DE UN TANQUE IMHOFF

PARÁMETROS		VALORES TÍPICOS
θ_1	pendiente del fondo de la cámara de sedimentación.	45 – 60°
θ_2	pendiente del fondo de la cámara de digestión (tolvas)	30 – 45°
Ws	ancho de la cámara de sedimentación.	Lt/3 – Lt/5
D	altura de la cámara de sedimentación.	---
X	ranura en el fondo de la cámara de sedimentación.	12 – 20 cm
B	fondo de la tolva.	60 cm (máximo)
dp	diámetro del tubo para lodos.	15 – 20 cm
P	carga hidrostática.	2 m (mínima)
H	bordo libre.	45 – 60 cm
Dh	profundidad de la cámara de digestión.	---
C	ancho mínimo de las áreas de ventilación.	60 cm
Lt	ancho de la cámara de sedimentación.	3Ws – 5Ws

V.5 FOSAS SÉPTICAS

Las fosas sépticas son usadas en los siguientes casos:

- Viviendas aisladas que por razones técnicas o económicas no pueden unirse a la de red de alcantarillado.
- Viviendas de carácter estacional en las que la red de saneamiento podría tener problemas de funcionamiento, ya que al no ser utilizadas, estas podrían azolverse o tapan los conductos.

Se utiliza parcialmente para el tratamiento de aguas residuales de viviendas individuales. En las zonas rurales se emplean en escuelas, parques y moteles. En una fosa séptica de doble cámara, el primer compartimiento se utiliza para la sedimentación, digestión y almacenamiento de lodos. El segundo proporciona sedimentación y capacidad de almacenamiento adicional, y sirve para proteger contra la descarga de lodo u otro material que pueda escaparse de la primera cámara. Es esencial disponer de la adecuada capacidad de almacenamiento de forma que el lodo depositado pueda permanecer en el tanque durante un tiempo suficientemente largo para que se produzca su descomposición y digestión antes de ser extraído. Por lo general, el lodo debe extraerse cada dos o tres años.

La fosa séptica más completa consta de tres compartimientos. Al llegar el agua al primer compartimiento, se sedimenta el material más denso y se deposita en el fondo en forma de lodo; la materia más ligera forma en la superficie una espuma flotante. El agua pasa al segundo compartimiento a través de orificios ubicados a media altura, en este compartimiento se produce la sedimentación de sólidos y formación de espuma. El efluente pasa al tercer compartimiento donde permanece hasta alcanzar un cierto nivel capaz de cebar el sifón y descargar sobre la zona de depuración biológica, en esta última etapa se efectúa la depuración en condiciones anaerobias. En los dos primeros compartimientos se desarrolla una fermentación anaerobia bajo las condiciones de una digestión convencional. Parte de los sólidos se licúan, parte se volatilizan y parte se depositan y concentran. El tercer compartimiento esta dotado de entrada de aire para que se presenten condiciones aerobias.

El proceso que se desarrolla en el interior de los primeros compartimientos constituye el "tratamiento primario" y el que se efectúa en el compartimiento final es el "tratamiento secundario". Las aguas residuales se conservan en reposo durante un período de 1 a 3 días, en este período los sólidos más densos se depositan en el fondo formando lodo. La mayoría de los sólidos ligeros, como las grasas, permanecen en el depósito formando una especie de espuma en la superficie. Los sólidos retenidos en la cámara séptica sufren una descomposición anaerobia. El resultado de este proceso es una considerable reducción en el volumen de los sedimentos, lo que permite que la cámara funcione por períodos de uno a cuatro años o más, antes de que sea necesario limpiarlo.

El funcionamiento de una fosa séptica depende de: tipo de construcción y diseño, carga de contaminantes recibidas y sus características, aspectos geológicos y topográficos de la zona de ubicación, composición del terreno, presencia del nivel freático y proximidad a zonas habitadas. Son condiciones necesarias para garantizar un correcto funcionamiento de las fosas sépticas:

- El contenido de nitrógeno amoniacal no debe sobrepasar los 200 mg l⁻¹
- El volumen de agua por dilución incorporada a la fosa por habitante debe ser superior a 40 l día⁻¹
- Es conveniente que las aguas procedentes de las cocinas sean conducidas previamente a una cámara de retención de grasas.
- No deben incorporarse residuos sólidos al vertido sobre fosas sépticas.
- No deben verterse productos líquidos o alcalinos utilizados para la limpieza o desinfectantes.
- No es aconsejable la incorporación de aguas de lavado que puedan contener altas concentraciones de detergentes.
- Se debe evitar la concentración de trituradores de basura en las viviendas. Su instalación obliga a incrementar el tamaño de la fosa en un 50%.

VI. TRATAMIENTO SECUNDARIO

VI.1 INTRODUCCIÓN A LOS PROCESOS BIOLÓGICOS.

La expresión tratamiento secundario se refiere a todos los procesos de tratamiento biológico de las aguas residuales, tanto aerobios como anaerobios. El proceso de lodos activados ha sido el más utilizado para el tratamiento de aguas residuales, tanto industriales como municipales. Este proceso nació del siguiente planteamiento: si cualquier agua residual se somete a aireación durante un periodo de tiempo se reduce su contenido de materia orgánica formándose un lodo floculento. Un examen microscópico reveló que el lodo está formado por una población heterogénea de microorganismos que cambian continuamente en función de las variaciones de la composición del agua y las condiciones ambientales.

Los objetivos que persigue el tratamiento secundario son: la coagulación, la eliminación de los sólidos no sedimentables, la estabilización de la materia orgánica. La eliminación de la DBO carbonosa. Las bacterias se usan para convertir la materia orgánica carbonosa coloidal y disuelta en diversos gases y tejido celular. Dado que el tejido celular tiene un peso específico ligeramente mayor que el del agua, puede separarse de la solución por decantación. Es importante separar el tejido celular del líquido para tener un tratamiento completo. El entendimiento de la forma, estructura y actividades bioquímicas de los microorganismos es básico para el diseño de un proceso de tratamiento biológico o en la sección del tipo de proceso a utilizar.

MICROORGANISMOS IMPORTANTES:

Bacterias.

Existen miles de diferentes especies, las cuales se pueden agrupar según su forma en esféricas, cilíndricas y helicoidales, otra forma de clasificarlas es en base a su metabolismo: heterótrofas y autótrofas. Las autótrofas más comunes son quimiosintéticas, las heterótrofas son el grupo más importante en el tratamiento biológico por su necesidad de compuestos orgánicos. Las bacterias autótrofas y heterótrofas pueden dividirse a su vez en aerobias, anaerobias o facultativas, según su necesidad de oxígeno. La velocidad de reacción de los microorganismos aumenta con la temperatura, según la temperatura en que se desarrollan mejor, las bacterias pueden catalogarse en *criófilas* o *psicrófilas*, *mesófilas* y *termófilas*.

Tabla 38. CLASIFICACIÓN DE BACTERIAS A DIFERENTES INTERVALOS DE TEMPERATURA (° C)

TIPO	INTERVALO	ÓPTIMO
Criófilas o psicrófilas	-2 - 30	12 - 18
Mesófilas	20 - 45	25 - 40
Termófilas	45 - 75	55 - 65

El pH es un factor importante en el crecimiento de los organismos, la mayoría de las bacterias no pueden tolerar un pH por encima de 9.5 o por debajo de 4.0. El pH óptimo para su crecimiento se encuentra entre 6.5 y 7.5.

Hongos.

La mayoría de los hongos son aerobios estrictos. Pueden crecer con muy poca humedad y toleran un pH relativamente bajo, aunque el óptimo para la mayoría de las especies es de 5.6, el intervalo varía de 2 a 9. Los hongos tienen una demanda baja de nitrógeno, sólo necesitan

aproximadamente la mitad de lo que requieren las bacterias, esta capacidad y el sobrevivir a pH bajos, les hace ser importantes en el tratamiento de aguas residuales industriales.

Algas.

En los tanques de estabilización son muy importantes por que producen oxígeno a través de la fotosíntesis.

Protozoos.

La mayoría son heterótrofos aerobios, aunque algunos son anaerobios. Son generalmente de mayor tamaño que las bacterias y suelen consumirlas como fuente de energía, por lo tanto actúan como purificadores de los efluentes de procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales al consumir bacterias y partículas orgánicas. Los protozoos suelen dividirse en cinco grupos: *sarcodina*, *mastigophora*, *sporozoa*, *infusoria* o *ciliata* y *suctoria*.

Rotíferos.

El rotífero es un animal aerobio, heterótrofo y multicelular. Son muy eficaces para consumir bacterias dispersas y floculadas, así como pequeñas partículas de materia orgánica. Su presencia en un efluente indica un proceso aerobio de purificación biológica muy eficiente.

Crustáceos.

Es un animal aerobio heterótrofo y multicelular, tiene un cuerpo duro o coraza. Son una importante fuente de alimentación de los peces y como tales suelen encontrarse en la mayoría de las aguas naturales. Los crustáceos no existen en cantidades apreciables en los sistemas de tratamiento biológico, aunque a veces se detectan en los tanques de estabilización de baja carga. Su presencia indica que el efluente es bajo de materia orgánica y que es rico en oxígeno disuelto.

Virus.

Un virus es la más pequeña estructura biológica que contiene toda la información necesaria para su reproducción. En el tratamiento de las aguas residuales domésticas se tiene la responsabilidad de asegurar que estos virus estén debidamente controlados, lo que se logra mediante desinfección y adecuada evacuación del efluente de la planta.

CICLOS AEROBIOS Y ANAEROBIOS.

En estos ciclos la materia orgánica muerta se descompone por primera vez en productos iniciales e intermedios, antes de que se originen los productos estabilizados finales. Tanto las bacterias heterótrofas como las autótrofas se hallan presentes en muchos procesos de biodegradación requeridos para obtener productos finales estabilizados. En los sistemas aerobios, los productos finales de degradación se oxidan más y, por lo tanto quedan a un nivel menor de energía que los productos finales del sistema anaerobio. Como consecuencia de ello es que la degradación anaerobia es un proceso mucho más lento.

La digestión anaerobia es llevada a cabo para estabilizar la materia orgánica insoluble y tiene un tiempo de residencia de varios días. De la descomposición de la materia orgánica da como resultado el dióxido de carbono y gas metano. La comunidad biológica es muy simple y se compone principalmente de bacterias, aunque se encuentran protozoarios. Dentro de los procesos de digestión anaerobia, los compuestos orgánicos biodegradables son hidrolizados y degradados a producir múltiples compuestos simples como son: ácidos orgánicos, dióxido de carbono y gas hidrógeno, el cual es convertido en gas metano. Dos clases de bacterias están involucradas en estas transformaciones, las primeras comprenden a las bacterias no metanogénicas y el segundo grupo a la metanogénicas.

Las bacterias generalmente se reproducen por división celular. El modelo de crecimiento basado en el número de células tiene más o menos cuatro fases diferenciadas:

1. Fase de retardo. Esta fase representa el tiempo requerido para que los organismos se aclimaten a sus nuevas condiciones ambientales.
2. Fase de crecimiento logarítmico. Durante este período la célula se divide a una velocidad determinada por su tiempo de generación y su capacidad de procesar alimento (tasa constante de crecimiento porcentual).
3. Fase estacionaria. En este caso la población permanece constante, las razones para este fenómeno es que el crecimiento de nuevas células se nivela con la muerte de viejas células y también que las células han agotado los nutrientes necesarios para su crecimiento.
4. Fase de muerte. Durante esta fase, la tasa de muerte de las bacterias excede la producción de células nuevas.

Este modelo de crecimiento se subdivide en tres fases.

Fase de crecimiento logarítmico. Hay una cantidad excesiva de alimento para los microorganismos, por lo tanto el crecimiento bacteriano es logarítmico.

Fase de crecimiento decreciente. El crecimiento disminuye, ya que se ha consumido la mayor parte del alimento.

Fase endógena. Se presenta una reducción de microorganismos, los cuales al consumir casi la totalidad del alimento empiezan a devorarse unos a otros.

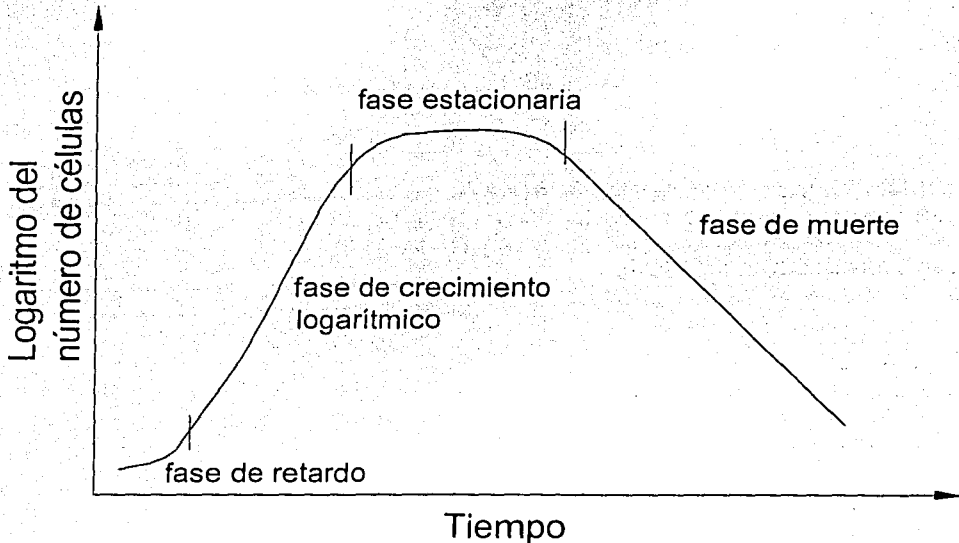


Figura 10 CURVA TÍPICA DEL CRECIMIENTO BACTERIANO

Las unidades de tratamiento biológico se componen de complejas poblaciones biológicas mezcladas y interrelacionadas, por lo que cada organismo tiene su propia curva de crecimiento. El estudio de la cinética del tratamiento biológico aerobio conduce a determinar la velocidad a la cual los microorganismos degradan un residuo específico y por lo tanto suministran la información básica necesaria para desarrollar el tamaño de los reactores. La velocidad de una reacción de oxidación aerobia no se puede alterar en gran medida, pero si se sitúa una población grande de microorganismos en forma de lodo, es posible que la remoción de la materia orgánica presente en la solución sea rápida. Cerca de un tercio de la DQO se usa para energía y los dos tercios restantes para la síntesis de nuevas células.

CRECIMIENTO LOGARÍTMICO.

Las bacterias aumentan en proporción a su masa en la fase de crecimiento logarítmico, la tasa de crecimiento en esta fase se representa como:

$$r_g = \mu X$$

donde: r_g = tasa de crecimiento bacteriano (masa unidad de volumen tiempo⁻¹)

μ = tasa de crecimiento específico (tiempo⁻¹)

X = concentración de microorganismos (masa unidad de volumen⁻¹)

Como el crecimiento se produce en un sistema de alimentación discontinua, r_g se puede expresar de la siguiente forma:

$$r_g = \frac{dX}{dt}$$

Al sustituir estas ecuaciones se obtiene:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X$$

CRECIMIENTO CON LIMITACIÓN DE SUSTRATO.

Si uno de los elementos esenciales (sustrato y nutrientes) para el crecimiento estuvieran presentes sólo en cantidades limitadas, su efecto puede definirse adecuadamente por medio de la expresión propuesta por MONOD.

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S}$$

donde: μ_m = tasa de crecimiento específico máxima (tiempo⁻¹)

S = concentración del sustrato limitante (masa unidad de volumen⁻¹)

K_s = constante de velocidad media, es la concentración del sustrato para la mitad de la tasa máxima de crecimiento (masa unidad de volumen⁻¹)

Si sustituimos $r_g = \mu X$, tenemos:

$$r_g = \frac{\mu_m X S}{K_s + S}$$

CRECIMIENTO CELULAR Y UTILIZACIÓN DEL SUSTRATO.

Una parte del sustrato se transforma en nuevas células y otra se oxida, dando origen a productos finales inorgánicos y orgánicos. Este proceso se representa utilizando las ecuaciones de oxidación y síntesis bacteriana, la expresión resultante es:

$$r_{su} = -\frac{kXS}{K_s + S}$$

donde: r_{su} = grado de utilización del sustrato (masa unidad de volumen tiempo⁻¹)

k = tasa máxima de utilización del sustrato por unidad de masa de microorganismos

Estos procesos tienen lugar siempre que el alimento sea suficiente para los organismos. Las aguas residuales domésticas pueden considerarse biodegradables y equilibradas en los componentes para alimentar los microorganismos, pero las industriales no, por lo que es necesario adicionar nutrimentos como el nitrógeno, fósforo y potasio.

Mediante el control de diferentes parámetros se puede dirigir el proceso que se desarrolla en las células:

Control Biológico

- Determinando la actividad de los microorganismos midiendo su compuesto fundamental ATP (adenosin trifosfato).
- Determinando el oxígeno incorporado y consumido por la respiración.
- Determinando el CO₂ producido.

Control Físico-Químico

- Controlar la materia de entrada y salida, la consumida, la volátil y la inerte.
- Controlar la DBO₅ de entrada, salida y la consumida, así como el balance de oxígeno. Este procedimiento es considerado como el más fácil.

La clasificación de las operaciones bioquímicas puede ser desde en tres puntos de vista:

- Ambiente bioquímico.
- Transformaciones bioquímicas naturales (autopurificación)
- Configuración de los reactores.

La primera clasificación es en base a los procesos aerobios y los anaerobios, en la segunda hace mención sobre la remoción, estabilización de la materia orgánica, así como la transformación de la inorgánica. La tercera hace una clasificación de las operaciones bioquímicas en acorde con el tipo de reactor. Hay tres tipos básicos de unidad aerobia:

- Filtro percolador o lecho bacteriano
- Lodos activados
- Lagunas de oxidación

El filtro biológico y el proceso de lodos activados tienen principios similares. La laguna de oxidación, que es adecuada solamente en climas cálidos, opera en forma distinta y utiliza bacterias y algas.

VI.2 TRATAMIENTO CON MEDIO FIJOS. CRITERIOS DE DISEÑO

FILTROS BIOLÓGICOS. (LECHO BACTERIANO, BIOLÓGICOS O PERCOLADORES)

La palabra filtro está empleada incorrectamente, ya que no se efectúa ninguna acción coladora ni filtrante. Un filtro goteador es un dispositivo que pone en contacto a las aguas negras sedimentadas con cultivos biológicos y el nombre correcto debería ser lechos de oxidación biológica pero el tiempo y el uso ha popularizado el término. Los lechos bacterianos son la forma más antigua de unidad de tratamiento biológico consiste básicamente en un lecho de piedra, circular o rectangular, con adición intermitente o continua en la superficie de agua residual sedimentada. En un filtro convencional, el medio tiene una graduación de 50 a 100 mm, de preferencia una piedra dura angulosa, dosificada por un mecanismo distribuidor giratorio, con una profundidad normal del lecho 1.8 m.

Los filtro goteadores son unidades resistentes que no se dañan fácilmente por cargas violentas, dirigiéndose por la estabilidad de su funcionamiento y por ser capaces de resistir malos tratos. Como en todas la unidades de tipo biológico, la temperatura les afecta; por eso, el clima frío abate la actividad biológica del filtro. Estos filtros ocupan grandes superficies y su construcción es muy costosa. Un filtro goteador típico consta de tres partes: el lecho o medio filtrante, un sistema recolector y un mecanismo para distribuir uniformemente las aguas negras sobre las superficie del filtro.

La selección del medio filtrante depende generalmente del material que se disponga en la comunidad como pueden ser escorias, puzolanas, coque, etcétera. La acción de los materiales se ejerce a través de su superficie, la cual debe ser la mayor posible para un volumen dado. Para aumentar esta superficie es conveniente escoger materiales de dimensiones pequeñas, sin embargo, es necesario mantener los vacíos suficientes para que el agua y el aire pasen fácilmente. Estos materiales regados con agua sucia que escurre por las oquedades que hay en el medio, favorecen el crecimiento de microorganismos formando un légamo o película. Cuando el líquido fluye sobre dicha película, la atracción de las fuerzas de Van der Waals, provocan que los microorganismos se acerquen al medio filtrante; estas fuerzas son resistidas por la acción al corte del líquido. Así, aunque haya poca materia orgánica en solución en el efluente del filtro, las concentraciones de sólidos suspendidos pueden ser muy altas en forma de una película desplazada en cuyo caso el efluente requiere ser sedimentado.

La oxidación más rápida tiene lugar en la parte superior del lecho donde el factor limitante es la cantidad de oxígeno que la ventilación natural puede suministrar. Por debajo de este nivel disminuye la tasa de oxidación debido a la concentración decreciente de la materia orgánica en la fase líquida y normalmente hay poca diferencia si se usa un medio filtrante con una profundidad mayor a 2 m. La película sólo está en contacto con los microorganismos por un lapso de 20 a 30 segundos, pero debido a la gran área superficial disponible, este tiempo de contacto es suficiente para la adsorción y estabilización. La velocidad máxima de estabilización ocurre en la interfase microorganismos/líquido ya que la difusión de las sustancias orgánicas a través de la película es lenta. Cuando la película biológica es gruesa, la estabilización del desecho no es muy eficiente ya que gran parte de esta película experimenta respiración endógena. Se han hecho intentos para producir filtros más eficientes, lo que ha dado como resultado varias modificaciones al proceso básico.

Los sistemas recolectores o solera, satisfacen dos propósitos. El primero es retirar las aguas negras que han pasado a través del filtro para aplicarles el tratamiento subsecuente y se disponga de ellas, para este efecto, se prevé a menudo una doble solera; una superior que

soporta los materiales y está perforada mientras que la inferior recoge y canaliza el agua. El otro propósito es proporcionar ventilación al filtro para mantenerlo en condiciones aerobias. El sistema recolector consiste de bloques prefabricados para filtro. El sistema de distribución del efluente debe estar protegido contra los heladas y los vientos. Existen diversos tipos de distribución:

- Fijos o móviles
- Por riego o en forma de lluvia.

Los repartidores fijos están constituidos por regaderas. Los distribuidores móviles se subdividen en: carretones y regadores. Los carretones se desplazan por encima de los lechos rectangulares arrastrando un sistema de canales perforados que distribuyen el efluente, su pérdida de carga es de 0.50 a 1.20 m. Los regadores son molinetes hidráulicos con dos o cuatro brazos, que requieren que el lecho sea circular ya que son alimentados por el centro. Estos brazos están provistos de orificios y difusores para la distribución uniforme del agua en el medio, haciendo girar la misma fuerza del agua, su pérdida de carga varía de 0.15 a 0.80 m.

Es conveniente que los regadores giren tan lentamente como sea posible, en los filtros de gran dimensión es suficiente de 1 a 3/2 rpm, en los filtros cuyo diámetro sea inferior a 10 m se adopta una velocidad de 3 a 4 rpm. Los distribuidores rotatorios se fabrican para tanques con diámetros de 6 a 60 m. La distribución por riego es muy simple, pero la repartición del efluente no siempre es correcta. El riego en forma de lluvia tiene la ventaja de airear el efluente y se realiza mediante regadores o bien disponiendo de bocas pulverizadas sobre las canales de repartición. En este caso, la pérdida de carga puede alcanzar 2 m.

El oxígeno necesario para la buena operación del proceso se obtiene del aire presente en los intersticios del medio. El flujo natural del aire debido a los gradientes de temperatura que se presentan al interior del filtro es normalmente suficiente para el suministro del oxígeno necesario para el proceso. Para permitir este flujo de aire es necesario dejar ventilas de tamaño adecuado en la parte inferior de los filtros. En algunos casos, cuando las torres de los filtros son muy altas y la concentración de DBO en el influente muy grande, puede ser necesaria la inducción del flujo de aire por medio de ventiladores o sopladores instalados en las ventilas.

Este proceso va precedido de una sedimentación primaria para remover los sólidos suspendidos que puedan obturar el filtro. Como la biomasa responsable del proceso de oxidación está adherida al medio de empaque no es necesaria la recirculación de lodos biológicos, sin embargo, el exceso de lodos es arrastrado en el efluente. La cantidad de lodos generados en exceso es función de la DBO removida y de la densidad de la carga orgánica sobre el filtro (a menor densidad de carga, menor generación de lodos). Los lodos recogidos pueden ser tratados en digestores con los lodos primarios.

La profundidad de los filtros biológicos varía en un rango muy grande, dependiendo del tipo de medio de empaque empleado. En filtros empacados con piedra las profundidades normales son de 1.5 a 3 m. En filtros empacados con medio sintéticos las profundidades pueden variar de 1.5 a 10. m. En términos generales, la eficiencia de un filtro aumenta en forma proporcional con su profundidad, pero los costos de bombeo aumentan al incrementarse la altura del filtro. Las cargas del filtro se expresan en función de la carga hidráulica y de la carga orgánica. La carga hidráulica es el volumen de aguas residuales que se aplican por metro cuadrado por día. La carga orgánica es la cantidad de kilogramos de DBO por volumen de medio filtrante. Tomándose como base las cargas hidráulicas y de DBO, los filtros goteadores se clasifican como: De gasto normal y de gran gasto

FILTROS DE GASTO NORMAL.

Operan con cargas hidráulicas de 10,000 a 40,000 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{día}^{-1}$, con una carga orgánica de 0.08 a 0.40 kg de DBO por m^3 de medio filtrante por día. Las aguas residuales se aplican intermitentemente, procurando que los períodos de descanso no sean mayores de 5 minutos, de acuerdo con el gasto de agua que se haya determinado. Los materiales coloidales y las materias en solución son absorbidas, mientras que las materias en suspensión no sedimentables, se unen entre sí, constituyendo una película biológica. Los protozoarios y larvas colaboran con el trabajo de disgregación de la materia orgánica.

Una película activa tiene un espesor de 1 mm. La duración para atravesar el lecho, por el efluente, varía de 20 a 60 minutos según la carga. Las bacterias que aseguran la depuración están uniformemente alimentadas por abundante oxígeno, teóricamente basta menos de 1 m^3 de aire por 1 m^3 de efluente. En realidad, la circulación natural del aire es suficiente. La circulación del aire se efectúa, en el lecho de abajo hacia arriba o bien de arriba hacia abajo según el lado del lecho que esté más caliente (invierno) o más frío (verano) que el ambiente.

FILTRO GOTEADORES DE GRAN GASTO.

Funcionan de una manera continua bajo una carga que puede ser 5 veces más grande que para el lecho de carga pequeña. Se desarrollan delgadas películas microbianas. Las materias desintegradas son empujadas por una fuerte corriente de agua y los flocúlos son arrastrados hacia la salida. El papel de los lechos de carga elevada no es descomponer las sustancias sedimentadas, bajo aspecto sólido en el seno del mismo lecho a partir de las materias disueltas, sino evacuarlas de una manera continua bajo la forma de lodos sedimentables, realizándose la desintegración en los mismos digestores. Si la altura del lecho no excede de los 2.50 m es suficiente la ventilación natural. En ciertos casos, es necesario recurrir a la ventilación artificial, se inyecta aire o se aspira desde el fondo. El caudal del aire es del orden de 18 $\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{m}^2$ de lecho, esta cantidad en exceso toma en cuenta que es difícil repartir uniformemente el aire sobre toda la superficie. Estas unidades operan con cargas hidráulicas de 80000 a 400000 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{día}^{-1}$ y con cargas orgánicas de 0.40 a 0.80 kg m^3 de medio filtrante día^{-1} .

El proceso de filtros biológicos también pueden clasificarse en las siguientes categorías (Tabla 39):

- Filtros empacados con roca (baja, media y alta tasa)
- Filtros empacados con medios sintéticos (alta, muy alta y desbaste)

Tabla 39. CARACTERÍSTICAS TÍPICAS DE LOS FILTROS EMPACADOS CON ROCA O CON MEDIOS SINTÉTICOS

MEDIO DE EMPAQUE	TAMAÑO (mm)	DENSIDAD APARENTE (Kg/m^3)	ÁREA ESPECÍFICA (m^2/m^3)	VACÍOS %
ROCA				
Pequeña	25 - 65	1250 - 1450	55 - 70	40 - 50
Mediana	100 - 120	800 - 1000	40 - 50	50 - 60
PLÁSTICO				
Convencional		30 - 100	80 - 100	94 - 97
Alta densidad		30 - 100	100 - 120	94 - 97

La eficiencia en remoción de DBO del proceso de filtración biológica, se estima con dos ecuaciones:

- una expresión empírica desarrollada a partir de los resultados medidos en filtros de piedra en instalaciones militares de Estados Unidos:

$$Ef = \frac{1}{1 + 0.44\sqrt{Co/F}}$$

donde: Ef = eficacia de remoción de la DBO

Co = carga orgánica por unidad de volumen (kg de DBO₅ m³ día⁻¹)

F = factor de recirculación; F=1+R

R = relación entre gasto de recirculación y el gasto del influente

- una expresión teórica derivada de la ecuación de la cinética de primer orden:

$$\frac{Se}{So} = \exp(-kt_c)$$

$$t_c = \frac{cA_s D}{q^n}$$

$$\frac{Se}{So} = \exp\left(\frac{-K_T A_s D}{q^n}\right)$$

La constante n es función de las características hidráulicas del medio de empaque y se ha estimado entre 0.5 y 0.655. K es la constante de biodegradabilidad de la DBO en el agua; para aguas residuales domésticas su valor se ha estimado entre 0.002 y 0.003 (l/seg-m²)^{0.5}. La relación de K con la temperatura se puede expresar con la siguiente ecuación:

$$K_T = K_{20} * 1.035^{(T-20)}$$

la ecuación cinética (para n = 0.5) se puede expresar incorporando el efecto de la recirculación con la siguiente expresión:

$$\frac{Se}{So} = \frac{\exp\left(\frac{-K_T A_s D}{\sqrt{q_r}}\right)}{(1 + R) - R * \exp\left(\frac{-K_T A_s D}{\sqrt{q_r}}\right)}$$

y la profundidad del filtro puede obtenerse con la siguiente ecuación:

$$D = \frac{\ln\left(\frac{Se + SeR}{So + SeR}\right)\sqrt{q_r}}{K_T A_s}$$

donde: So = DBO total del influente

Se = DBO disuelta del efluente

K₂₀ = constante cinética de oxidación biológica a 20° C

K_T = constante cinética de oxidación biológica a T ° C

As = área específica del medio

D = profundidad efectiva del filtro

q = carga hidráulica por unidad de superficie horizontal del filtro, sin considerar el gasto de recirculación

q_r = carga hidráulica por unidad de superficie horizontal del filtro, considerando el gasto de recirculación

si la recirculación es cero ($R = 0$), la última ecuación se simplifica:

$$D = \frac{\ln\left(\frac{S_e}{S_o}\right)\sqrt{q_r}}{K_r A_s}$$

La recirculación no siempre se emplea, sin embargo, es indispensable para garantizar un adecuado funcionamiento del medio filtrante, cuando se presentan reducciones en el gasto de entrada, y se recomienda cuando el influente tiene altas concentraciones de DBO. Una ecuación propuesta para calcular la tasa de recirculación empleada en manuales de diseño de la EPA es la siguiente:

$$R = 0.004S_o - 0.6$$

O bien de acuerdo a las relaciones siguientes.

S_o (mg L ⁻¹)	150	200	300	400	500	600
R (%)	0	20	60	100	140	180

En Alemania, la velocidad de giro de los brazos distribuidores está especificada en función del gasto descargado en cada giro del brazo distribuidor. Este parámetro, identificado como SK (SPULKRAFT) se expresa en mm de agua por cada vuelta del brazo y se calcula con la siguiente ecuación:

$$SK = \frac{q_r}{a \cdot n}$$

Siendo el número de brazos y n la velocidad de rotación del brazo. Para filtros de roca de baja tasa, el valor de SK debe ser de 2 a 6 mm vuelta⁻¹, para filtros de alta tasa el valor de SK debe ser considerablemente mayor, pudiendo llegar a 60 a 600 mm vuelta⁻¹.

El consumo de energía por unidad de volumen puede ser estimada con la siguiente ecuación:

$$\text{Energía consumida (KW h m}^{-3}\text{)} = 0.004 \cdot h$$

Siendo h la carga total de bombeo en metros. En los filtros de baja tasa son frecuentes los problemas de moscas y algunos olores. En los filtros de alta tasa, bien operados estos problemas son controlados.

Tabla 40 CARACTERÍSTICAS DE LOS FILTROS BIOLÓGICOS

Parámetro	Tasa baja	Tasa media	Tasa alta	Tasa muy alta	Desbaste
Medio de empaque	Roca	Roca	Roca o Sint.	Sintético	Sintético
Carga hidráulica ⁽¹⁾ (lps m ⁻²)	0.01 a 0.04	0.04 a 0.11	0.11 a 0.42	0.16 a 1.0	0.7 a 2.0
Carga orgánica (kg d ⁻¹ m ⁻³)	0.08 a 0.40	0.24 a 0.48	0.4 a 4.8	Hasta 4.8	Mas de 1.6
Recirculación	Mínima	Generalmente	Siempre	Generalmente	Generalmente no

Continuación

Parámetro	Tasa baja	Tasa media	Tasa alta	Tasa muy alta	Desbaste
Moscas de lodos	SI Intermitente	Variable Variable	Variable Continua	Pocas Continua	Pocas Continua
Profundidad (m)	1.8 a 2.4	1.8 a 2.4	Roca: 0.9 a 2.4 Sint: hasta 9.0	Hasta 12.0	0.9 a 6.0
Remoción de DBO (%)	80 a 85	50 a 70	65 a 80	65 a 85	40 a 65

⁽¹⁾ sin incluir recirculación.

INFILTRACIÓN

Infiltración Rápida.

En este proceso el agua residual se aplica directamente sobre terrenos permeables y profundos, generalmente arenosos o areno-limosos. Lo más común es la aplicación del agua en estanques de infiltración, en algunos casos se ha aplicado por medio de aspersores. En su flujo a través del medio, los contaminantes presentes en el agua son adsorbidos o degradados biológicamente. El agua tratada se recoge por medio de drenes subterráneos conectados a un múltiple cerrado o a canales a cielo abierto. El proceso de infiltración rápida también se emplea sin sistemas de drenado subterráneo, en cuyo caso el agua tratada se infiltra al acuífero. El agua se aplica en forma intermitente, el período de aplicación depende de las características del suelo y de la tasa de aplicación, pudiendo variar de pocas horas a varias semanas. En los períodos en que no se aplica el agua, se deja drenar el suelo para permitir la entrada de aire al medio.

El procedimiento más común para la construcción de estanques consiste en la remoción de la capa de material orgánico presente en la superficie de los suelos, y la formación con este mismo material de bordos poco profundos para la construcción con tuberías de concreto o de arcilla sin juntar. La capacidad de infiltración del suelo puede verse reducida por obturación de las capas superiores, en cuyo caso se recomienda arar el suelo y voltear la tierra. Para reducir el taponamiento de los suelos es indispensable el pretratamiento de las aguas residuales, que se reduce al cribado y desarenado, sin embargo pueden presentarse casos donde sea aconsejable incluir un tratamiento previo de sedimentación e inclusive tratamiento secundario, en función de la disponibilidad y características del suelo.

Con un mayor o menor grado de tecnología, el proceso de aplicación de aguas residuales al suelo se ha utilizado ampliamente en muchas regiones del mundo. La infiltración rápida de aguas residuales sobre el suelo es uno de los procesos más económicos, confiables y eficientes para tratar las aguas residuales. El efluente producido de excelente calidad puede ser reutilizado en numerosos usos, incluyendo los agrícolas, municipales y en recarga de acuíferos, inclusive un buen sistema de infiltración rápida puede llegar a tener una calidad comparable a la de una fuente de agua potable. Los porcentajes típicos de remoción de contaminantes son los siguientes:

- DBO y sólidos suspendidos totales: 95 al 99%
- Nitrógeno total Kjeldhal: 25 al 90% (convertido biológicamente a nitritos y nitratos)
- Fósforo total: 0 a 90% (dependiendo de la capacidad de adsorción del suelo)
- Coliformes fecales: 99.9 a más de 99.99%

Criterios de diseño.

Carga hidráulica media: 0.02 a 0.30 m³ día⁻¹ m², dependiendo de las características del suelo, equivalentes a requerimiento de terreno de 288 a 4,320 m² por cada lps de gasto medio.

Carga orgánica: 2.2 a 11.2 g de DBO día⁻¹ m², para aguas residuales de origen municipal, esta limitación de carga reduce en la práctica el ámbito de aplicación de carga hidráulica en un rango de 0.02 a 0.8 m³ día⁻¹ m², equivalente a requerimientos de área de 1080 a 4320 m² por cada lps de gasto medio. En el caso de afluentes secundarios, la restricción de carga orgánica resulta en requerimientos de terreno de 200 a 400 m² por cada lps de gasto medio.

Períodos de aplicación de agua: 9 horas a 2 semanas.

Períodos de drenado: 15 horas a dos semanas.

Número mínimo de estanques de infiltración: 2

Altura de bordos: 1.2 m

Profundidad de drenes subterráneos: 1.8 m o más.

Filtros de Arena Intermitentes.

El filtro de arena es un lecho de arena especialmente preparado en el que pueden aplicarse intermitentemente efluentes del tratamiento primario, o de los filtros goteadores, o de los tanques de sedimentación secundaria, usando distribuidores en forma de colectores o de tubos perforados. El lecho está formado por una capa de arena limpia de 60 cm de espesor como mínimo, colocada sobre grava limpia graduada. La grava debe colocarse en tres capas como mínimo, cubriendo los colectores y hasta una altura de por lo menos 15 cm por encima de los mismos. La arena debe tener un tamaño efectivo de 0.3 a 0.6 mm y un coeficiente de uniformidad no mayor de 3.5. El espacio de los colectores no debe exceder de 3 metros entre centro y centro.

Cuando se trata de un efluente primario de aguas negras de composición media, éste se puede aplicar a razón de 1200 m³ ha⁻¹ día, como máximo, debiendo ser menor si se tratan aguas negras fuertes. En el caso de efluentes de filtros goteadores con sedimentación secundaria, la carga no debe exceder de 4700 m³ ha⁻¹ día. Los filtros intermitentes de arena son verdaderos filtros que cuelan y retienen las partículas finas de los sólidos suspendidos, además de que actúan como unidades de oxidación. Gran parte de la filtración y de la oxidación se realiza en la superficie de la arena o cerca de ella. La filtración es consecuencia de la finura del medio de arena con sus pequeños poros y del desarrollo de organismos en los lodos que se acumulan en la superficie de arena. La oxidación la llevan a cabo los microorganismos aerobios que habitan principalmente en la superficie, formando una capa de lodos que se extiende también hacia dentro del medio de arena.

Es importante que se procure la dosificación intermitente para que se obtenga un suministro de aire fresco. Una planta de filtración por arena, intermitente, bien operada, da un efluente estable, transparente y cristalino, casi completamente oxidado y nitrificado. Puede esperarse una eliminación global del 95 % de la DBO o más, así como de los sólidos suspendidos en las aguas residuales crudas. Esto supera otros procesos secundarios de tratamiento; sin embargo, requiere grandes superficies de terreno, con costos de construcción por volumen unitario de aguas residuales tratadas alto y un mantenimiento también costoso. El uso de este tipo de filtros queda limitado a los usos en que el volumen de las aguas a tratar es pequeño o cuando se necesita de una calidad excepcionalmente alta del efluente. Se han empleado con eficiencia para el tratamiento adicional de efluentes de tratamientos secundarios.

Infiltración Lenta.

En este proceso el agua se aplica sobre suelos con cultivos vegetales y con permeabilidad de baja a moderada, generalmente suelos limosos o limo-arenosos. El procedimiento más común de aplicación del agua es por aspersión y por escurrimiento superficial; el método de aplicación más eficiente es el de aspersión por permitir una distribución uniforme del agua en el suelo, independientemente de la topografía del terreno.

El agua tratada puede ser recolectada con drenes subterráneos, captada en un canal o canaleta, o infiltrarse al subsuelo. En la superficie del suelo se propician crecimientos de una cubierta vegetal que ayuda a mejorar la eficiencia del tratamiento. Algunos de los factores que deben ser considerados en la selección de los cultivos que se siembran en el terreno son los siguientes:

- Adaptabilidad del cultivo a las condiciones de clima y suelo
- Uso consuntivo del agua y tolerancia de los cultivos a la presencia de contaminantes en el agua
- Adsorción de nutrimentos por las plantas
- Valor económico del cultivo
- Regulaciones de salud pública
- Duración de la temporada de crecimiento del cultivo

Los pretratamiento más comunes del agua son: cribado, desarenado y sedimentación primaria; el control de los organismos patógenos en el agua puede ser también necesario, en función de los cultivos irrigados y de las operaciones de riego y cosecha. El proceso de infiltración lenta es, de todos los métodos de aplicación de agua al suelo, el que produce el efluente de mejor calidad. Otras ventajas del método son la recuperación económica en forma de cultivos, el aprovechamiento de los nutrimentos presentes en el agua y, si se cuenta con drenes subterráneos, la recuperación y posibles reuso del agua.

La calidad del efluente es excelente y prácticamente independiente de la calidad del agua cruda. Eficiencias típicas de remoción de contaminantes son las siguientes:

- DBO y sólidos suspendidos totales: 90 al 99%
- Nitrógeno total Kjeldhal: 50 al 95% (convertido biológicamente a nitritos y nitratos)
- Fósforo total: 80 a 95% (dependiendo de la capacidad de adsorción del suelo)
- Coliformes fecales: más de 99.99%

Criterios de diseño.

Carga hidráulica: 0.6 a 6 m año⁻¹, equivalente a requerimientos de terreno de 5000 a 50000 m² por lps de gasto medio.

Carga orgánica: 0.02 a 0.56 g de DBO m⁻² día. Para un influente con 50 mg L⁻¹ de DBO, esta limitación de carga orgánica representa un ámbito de requerimientos de terreno de 7500 a 190000 m² por cada lps de gasto medio.

Permeabilidad del suelo: 0.15 a 5 cm h⁻¹.

Disposición Sobre el Suelo.

En este sistema de tratamiento conocido como escurrimiento superficial o disposición sobre el suelo, el agua residual se aplica superficialmente en la parte superior de terrenos inclinados, poco permeables, con cubierta vegetal, se deja escurrir por la superficie y se recolecta por medio de canales en la parte inferior. Los contaminantes presentes en el agua se remueven por la combinación de procesos físicos, químicos y biológicos que tiene lugar en la lámina de agua

en contacto con el suelo, la vegetación y los microorganismos presentes. Este sistema de tratamiento guarda cierta similitud con los procesos que tienen lugar en una infiltración biológica.

Un objetivo secundario del proceso es la producción agrícola resultante. Los cultivos más recomendados para los terrenos irrigados son cultivos forrajeros, perennes, tolerantes a altas humedad en el suelo y con raíces profundas. Los criterios de aplicación de agua se rigen por los siguientes preceptos: evitar encharcamientos en el suelo que den lugar a condiciones insalubres, evitar condiciones anaerobias en el agua y conservar la humedad suficiente para la supervivencia de los microorganismos en la superficie del suelo.

La aplicación del agua puede ser por medio de canales abiertos con compuertas o tuberías con válvulas u orificios. Dependiendo de la geometría del sistema, puede ser necesario construir planchas de concreto o mampostería para disipar la energía del agua y distribuirla sobre el terreno. La longitud de viaje del agua es de 30 a 60 m, por lo que es frecuente el empleo de terrazas para aprovechar terrenos con longitudes mayores. Si la pendiente del terreno es demasiado pequeña da lugar a encharcamientos y, si es demasiado grande, da lugar a erosiones.

El sistema de escurrimiento superficial para el tratamiento de aguas residuales puede emplearse con aguas residuales crudas (previo cribado de sólidos gruesos), la desarenación no es necesaria por ser un proceso esencialmente de superficie. Las demandas de terreno se pueden reducir si las aguas reciben un tratamiento biológico convencional previo. El sistema es más eficiente en climas cálidos y relativamente secos. Si el terreno natural satisface las necesidades del proceso, el sistema es muy económico, pero si es necesario hacer obras de nivelación, el costo del sistema puede incrementarse considerablemente. Para las aguas de origen municipal, el ámbito de eficiencias de remoción de contaminantes del sistema es el siguiente:

DBO y sólidos suspendidos totales: 80 a más de 95%

Nitrógeno total Kjeldhal: 75 a 90%

Fósforo total: 30 a 60%

Coliformes fecales: 90 a 99.9%

Crterios de diseo.

Carga hidrulica: 3.3 a 9.8 m año⁻¹, equivalentes a requerimiento de terreno de 3200 a 9240 m² por lps de gasto medio.

Carga orgnica: 0.56 a 5.6 g de DBO m⁻² día, para un influente con 150 mg L⁻¹ de DBO, esta limitación de carga hidrulica representa un ámbito de requerimiento de terreno de 2300 a 23000 m² por lps de gasto medio.

Permeabilidad del suelo: menor de 0.5 cm h⁻¹

Régimen hidrulico de aplicacin: 6 a 8 horas de aplicacin y 16 a 18 horas de secado, de 5 a 6 días por semana.

Recuperacin de agua en los canales colectores: 40 a 80% del agua aplicada, dependiendo de la temperatura, humedad relativa, velocidad del viento y tipo de cultivo.

DISCOS BIOLÓGICOS (BIODISCOS O BIOFILTROS)

Los discos biológicos están formados de discos de plástico o de algún otro material sujetos y soportados a una flecha horizontal rotatoria. En la actualidad estos sistemas usan discos o secciones de discos de plástico de alta densidad de 1 a 1.5 mm de espesor. El sistema tiene

aplicaciones en tratamiento secundario y nitrificación, en estas aplicaciones los discos se poseionan dentro de los tanques, de tal forma que quede un 40% sumergido. Los discos rotan lentamente (de 1 a 2 rpm) teniendo los discos contacto con el agua residual y la atmósfera al mismo tiempo. Los microorganismos presentes en el agua residual se adhieren al medio formando una delgada capa en todo el disco. La población biológica en el medio se acumula y se alimenta de los organismos presentes en el agua residual. La turbulencia causada por la rotación de los discos mantiene la biomasa en suspensión. Los sólidos sedimentados son transportados con el agua residual a un sedimentador secundario. Los sistemas de discos biológicos son clasificados por la densidad del medio, el tipo de transmisión, aplicación, arreglo y modo de operación. Actualmente el medio se clasifica como:

- De baja densidad, el cual es usado en el primer paso de remoción de DBO₅;
- De densidad media, el cual es usado en donde se disminuye la remoción de DBO₅ y comienza la nitrificación;
- De densidad alta, el cual se usa para la nitrificación.

El área superficial varía de proveedor a proveedor, pero generalmente, para medios de densidad baja es de 9300 m² para diámetros de 3.7 m y flechas de 7.5 m de largo; para medios de densidad media el área es de 11600 m²; para medios de densidad alta el área es de 14000 m². El sistema debe contar con recirculación para períodos de flujo o cargas bajas. El sistema puede constar de uno o varios pasos, dependiendo de los objetivos del tratamiento. El porcentaje de remoción en un sistema de discos biológicos con sedimentación secundaria y precedido de sedimentación primaria es la siguiente:

Tabla 41. PORCENTAJE DE REMOCIÓN EN LOS BIODISCOS

Parámetro	% de remoción
DBO ₅	80 – 90
Sólidos suspendidos	80 – 90
Fósforo	10 – 30
NH ₄ -N	Hasta 95

El porcentaje de remoción de NH₄-N depende de la temperatura, alcalinidad, carga orgánica y la carga de nitrógeno no oxidado. El proceso puede ser vulnerable a cambios climatológicos y a temperaturas bajas si el sistema no esta bajo techo. La eficiencia del sistema puede disminuir significativamente a temperaturas menores de 13° C y puede requerir de aireación si se desarrollan condiciones sépticas en el primer paso. El uso de los medios densos en los primeros pasos puede causar taponamiento.

Tabla 42 PARÁMETROS NORMALES DE DISEÑO DE LOS BIODISCOS.

Carga hidráulica	0.2 m ³ m ⁻² d
Carga orgánica	0.03 – 0.15 kg DBO ₅ m ⁻² d
Tiempo de retención	1.5 – 3.0 horas
Diámetro máximo	3.60 m
Longitud útil del biodisco	< 8.0 m
Profundidad Sumergida	40 % del diámetro
Superficie útil	90 – 95 %
Velocidad máxima tangencial	0.12 m/s
Producción de lodos	0.3 – 0.7 kg SS kg ⁻¹ DBO
Velocidad ascensional en el sedimentador	< 1.35 m ³ m ⁻² hr

VI.3 TRATAMIENTO EN SUSPENSIÓN. CRITERIOS DE DISEÑO.

LODOS ACTIVADOS

Este proceso fue llamado así por que suponía la producción de una masa activa de microorganismos capaces de estabilizar un residuo por vía aerobia. Los lodos activados se forman por flóculos de materia orgánica procedente de las aguas negras, pobladas por diferentes formas de vida, que tienen como objetivo la remoción de la materia orgánica. Estos organismos utilizan como alimento el material adsorbido convirtiéndolo en sólidos insolubles no putrescibles. La transformación es un proceso que se lleva a cabo gradualmente, algunos microorganismos atacan las sustancias originales, produciendo compuestos más simples, otros utilizan estos desechos, continuando hasta que los productos finales no puedan ser usados por los microorganismos. El proceso depende de la concentración de microorganismos presentes que tienen la capacidad de adsorber o absorber la materia orgánica coloidal y disuelta, incluyendo el amoníaco, con lo que disminuye la cantidad de sólidos suspendidos.

La generación de lodos activados es un proceso lento, de manera que la cantidad de lodo formado en cualquier volumen de aguas negras durante su periodo de tratamiento, es muy corta e inadecuada para tratar rápida y eficazmente las aguas negras, ya que se requiere de una gran concentración de lodos activados. Esta concentración se logra recolectando los lodos producidos y utilizándolos nuevamente para el tratamiento de volúmenes subsecuentes de aguas residuales. Los lodos que se vuelven a usar en esta forma se conocen como lodos recirculados. Este es un proceso acumulativo por el que se produce mayor cantidad de lodos activados de los que se requieren. La excesiva acumulación de los lodos activados, se retira continuamente del proceso de tratamiento y se acondiciona para su disposición final. Los lodos activados deben mantenerse en suspensión durante su periodo de contacto con las aguas negras a tratar, mediante algún método de agitación. Esta agitación se hacía originalmente con aire comprimido, aunque también se usa el agitado mecánico. En cualquiera de los dos casos, se obtienen altas tasas de transferencia de oxígeno. El proceso consta de las siguientes etapas:

- Mezclado de los lodos activados con las aguas que se van a tratar
- Aireación y agitación del licor mezclado
- Separación de los lodos activados, del licor mezclado
- Recirculación de lodos activados
- Disposición del exceso de lodos activados

El efluente del proceso es pobre de materia orgánica y rica en sólidos suspendidos que deben retirarse por sedimentación. La efectividad del proceso depende del retorno de los lodos separados a la zona de aireación para volver a comenzar la estabilización. El atractivo inicial del proceso de lodos activados era que ocupaba menos espacio que un filtro percolador y tenía una pérdida de carga menor. Esta técnica ha probado ser útil para el tratamiento de muchos desechos industriales orgánicos. Al estar los microorganismos flotando en el líquido su acción es mucho más intensa, aunque necesita el suministro de oxígeno. Este aporte de oxígeno constituye lo que se ha denominado "activación" del lodo.

Con la aireación se logra: el mezclado de los lodos recirculados con las aguas negras; mantener los lodos en suspensión y el suministro de oxígeno que se requiere para la oxidación biológica. El aire se agrega con sistemas de aireación por difusión o aireación a presión y aireación mecánica. Los difusores más utilizados en los sistemas de aireación están diseñados de modo tal que producen burbujas finas, medianas o relativamente grandes, con una eficiencia de transferencia alta, media y baja, respectivamente. Los aireadores mecánicos pueden clasificarse como de superficie y de turbina. El primero introduce el oxígeno proveniente de la

atmósfera, mientras que el segundo introduce el oxígeno tanto de la atmósfera como por inyección en el fondo. La cantidad de aire requerida depende de:

- la carga de la DBO
- la calidad de los lodos activados
- la concentración de sólidos
- la eficiencia que se desee en el abatimiento de la DBO

La cantidad de aire que se requiere debe ser suficiente para mantener el agua con un mínimo de 2 ppm de oxígeno disuelto en todas las partes del tanque de aireación, excepto en las inmediaciones de la alimentación, bajo cualquier condición de carga de DBO. Los tanques de aireación son abiertos y de forma rectangular; su volumen total se suele dividir entre dos o más unidades capaces de funcionar independientemente. La capacidad requerida se determina a partir del diseño del proyecto biológico, aunque las burbujas de aire en el agua residual llegan a ocupar el 1% del volumen total, no se toma en cuenta para su dimensionamiento.

En este proceso son los lodos los que efectúan la mayor disminución de la DBO y de la concentración de sólidos en las aguas negras de tratamiento, en un período de aireación relativamente corto. Sin embargo, los lodos necesitan mucho más tiempo para asimilar la materia orgánica que hayan adsorbido; es adecuado un tiempo de aireación de 6 a 8 horas con aire difundido y de 9 a 12 horas con aireación mecánica. La cantidad de lodos recirculados al tanque de aireación deben ser suficientes para producir la purificación deseada en el tiempo disponible para la aireación y ser lo suficientemente corto para lograr economizar el aire.

En el sistema de aire difuso gran parte del aire se utiliza para agitarlo y sólo una pequeña parte se utiliza en las reacciones de oxidación. Cuando no se agita, los sólidos se asientan rápidamente en el fondo y pierden contacto con la materia orgánica. Los sólidos sedimentados se convierten rápidamente en anaerobios si no se regresan a la zona de aireación. Se debe transferir suficiente aire al licor mezclado para conservar un OD de 1 a 2 mg L⁻¹. El licor mezclado debe ser de una concentración y actividad adecuadas para proporcionar adsorción y oxidación rápidas al desecho, así como producir un lodo que se sedimente fácilmente y pueda producir con rapidez un efluente clarificado y el lodo pueda retornarse a la zona de aireación sin tardanza.

En general, un volumen de lodos del 25 al 50% del flujo que pasa por la planta se retira del tanque de sedimentación y entre el 50 y 90% de este volumen se regresa a la zona de aireación, el resto se deshidrata y se desecha junto con los otros lodos de la planta. Si el lodo que se regresa es insuficiente, los sólidos suspendidos del licor mezclado (SSLM) son bajos y la estabilización resultante es pobre. El regreso de cantidades excesivas de lodos da como resultado que los SSLM sean muy altos y que no se sedimenten bien, en cuyo caso pueden ejercer demandas de oxígeno más altas de las que se pueden satisfacer. Si los lodos no se quitan rápidamente de los tanques de sedimentación, éstos emergen debido a la producción de nitrógeno por la reducción de nitratos en condiciones anaerobias; cuando esto ocurre, el sistema que se obtiene es muy pobre. Debido a la importancia de conservar un lodo de buena calidad en el proceso, se han desarrollado diferentes índices para controlarla.

Índice Volumétrico De Los Lodos (IVL).

Este índice es el volumen que ocupa un gramo de lodos activados en el licor mezclado, una vez que se ha dejado sedimentar durante 30 minutos. Debe determinarse en cada planta cual es el índice volumétrico más adecuado y deben esperarse ligeras fluctuaciones de día a día. El aumento de este índice indica que esta creciendo el volumen que ocupa un gramo de lodos, lo cual causa una disminución de la densidad y por ende una tendencia al abultamiento.

$$IVL = \frac{\text{volumen sedimentado de lodos en 30 min (\%)}}{SSLM (\%)}$$

El IVL varía de 40 a 100 para un buen lodo, pero puede exceder de 200 para un lodo deficiente con tendencia a esponjarse. El esponjamiento se usa para describir un lodo con malas características de sedimentación, causado por los microorganismos filamentosos que existen en las plantas de tratamiento con agua residual fácilmente degradante, baja en nitrógeno y donde el OD en el licor mezclado es bajo. Un problema que se presenta cuando se usa el IVL como una medida de propiedades de sedimentación de un licor mezclado es que los valores obtenidos son afectados por la concentración de sólidos y por el diámetro del recipiente que se usa para la prueba. Para superar estos problemas, se lleva a cabo la prueba del VEA (volumen específico agitado) con una concentración fija de SS en el flujo de 3500 mg L⁻¹, en un recipiente común de 100 mm de diámetro agitado a 1 rpm.

Índice De Densidad De Los Lodos (IDL)

$$IDL = \frac{SSLM (\%)}{\text{volumen sedimentado de lodos en 30 min. (\%)}} \times 100$$

El IDL varía de 2 para un buen lodo hasta 0.3 para un lodo deficiente. Dos parámetros de utilidad en el control del proceso son la edad de los lodos (EL) o el tiempo de residencia medio de las células (θ_c), y la relación alimento/ biomasa (F/M).

Edad De Los Lodos (EL).

Es el tiempo medio, en días, que permanece sujeta a la aireación una partícula de sólidos suspendidos en el proceso de tratamiento de aguas negras con lodos activados. Se calcula a partir del peso de los lodos activados en el tanque de aireación y los SS en las aguas negras que entran al tanque, empleando cualquiera de las fórmulas siguientes:

$$EL = \frac{\text{masa de lodos en el reactor (Kg)}}{\text{purga de lodos biológicos (Kg / día)}}$$

$$EL = \frac{\text{volumen de la zona de aireación (m}^3\text{)} * SVSLM \text{ (mg / l)}}{\text{tasa de pérdida de lodos (m}^3 \text{ / día)} * SSV \text{ de los lodos (mg / l)}}$$

O bien:
$$EL = \frac{\nabla A}{QC}$$

donde: ∇ = volumen del tanque de aireación (m³)

A = concentración de los sólidos suspendidos en el tanque de aireación (ppm)

Q = gasto de aguas negras (m³ d⁻¹)

C = concentración de sólidos suspendidos en las aguas negras que entran al tanque de aireación, excluyendo los lodos recirculados (ppm)

Debe mantenerse la edad de los lodos dentro de ciertos límites para que la operación sea satisfactoria, lo cual depende de las características de las aguas negras que se estén tratando. Para las aguas residuales domésticas es deseable una edad de tres a cuatro días. Es muy importante que los lodos recirculados se mezclen bien con las aguas negras, esto se lleva a cabo generalmente agitando los lodos recirculados a las aguas negras sedimentadas en el

extremo de la alimentación del tanque de aireación, donde la agitación efectúa un mezclado rápido.

ALIMENTO/ BIOMASA (F/M).

Esta relación se define de la siguiente manera:

$$\frac{F}{M} = \frac{\text{masa de DBO en el Influyente (Kg / dia)}}{\text{masa de lodos en el reactor (Kg)}}$$

ó con la relación:

$$\frac{F}{M} = \frac{S_o}{t \cdot X}$$

donde: S_o = concentración de la DBO o DQO en el influente (g m^{-3})

t = tiempo de detención hidráulica en el tanque de aireación (d)

∇ = volumen del tanque de aireación (m^3)

Q = caudal del agua a tratar ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)

X = concentración de SSVLM (g m^{-3})

CARACTERÍSTICAS DEL PROCESO

Los factores que deben tomarse en cuenta en el diseño de un proceso de lodos activados son: criterios de carga, selección del tipo de reactor, producción de lodo, transferencia y necesidad de oxígeno, necesidad de nutrimentos, exigencias ambientales, separación de la fase sólido-líquida y las características del efluente. La demanda de oxígeno del proceso es función de dos factores principales que pueden ser expresadas en la siguiente ecuación:

Demanda de oxígeno = $A \cdot \text{DBO removida} + B \cdot \text{masa de lodos biológicos en el reactor}$

Los valores de las constantes para las aguas residuales domésticas son: A de 0.4 a 0.6 $\text{mg O}_2 \text{mg}^{-1} \text{DBO removida}$ y B 0.06 a 0.20 $\text{mg O}_2 \text{mg}^{-1} \text{lodos d}^{-1}$. La capacidad de transferencia de oxígeno de los equipos comerciales de aireación se expresa en condiciones estándar de presión y temperatura y para agua limpia, con 0 mg L^{-1} de OD. Para calcular los requerimientos de equipos es necesario convertir la demanda de Oxígeno en condiciones reales (N_r) a la demanda equivalente en condiciones estándar (N_o), para ello se utiliza la siguiente expresión:

$$\frac{N_r}{N_o} = \frac{\text{capacidad en condiciones reales}}{\text{capacidad en condiciones estándar}}$$

$$\frac{N_r}{N_o} = \alpha \frac{\beta \cdot C_{sl} \cdot C_o}{C_{sr}} 1.024^{(T-20)}$$

donde: α = relación de velocidad de transferencia de oxígeno en agua limpia y velocidad de transferencia de oxígeno en agua residual, 0.8 a 1.0

β = relación de solubilidad de oxígeno en agua limpia y solubilidad de oxígeno en el agua residual. 0.8 a 1.0

C_{sl} : concentración de saturación de oxígeno en agua limpia en las condiciones de presión y temperatura del agua residual en el reactor

C_o : concentración mínima permisible de oxígeno en el reactor para sustentar la actividad de los microorganismos, 2.0 mg L^{-1}

1.024: factor de corrección por temperatura de la velocidad de transferencia de oxígeno,
 T: temperatura del agua residual en el reactor, en ° C.

En la Tabla 43 se muestran los valores representativos de la relación Nr/No para los valores medios de α y β de 0.9, Cs de 1.0 mg L⁻¹, a una presión atmosférica de 585 mm de Hg.

Tabla 43. VALORES DE Nr/No

T (° C)	8	10	12	14	16	18	20	22	24	26
Cs ₀	11.87	11.33	10.83	10.37	9.95	9.54	9.17	8.83	8.53	8.22
Cs ₁	9.14	8.72	8.34	7.98	7.66	7.34	7.06	6.80	6.57	6.33
Nr/No	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50
No/Nr	1.99	2.00	2.01	2.01	2.01	2.02	2.02	2.01	2.00	1.99

La respiración endógena tiende a reducir la masa de exceso de lodos que debe purgarse del sistema, la relación que puede ser expresada con la siguiente ecuación:

$$\text{Exceso de lodos} = a \cdot \text{DBO removida} - b \cdot \text{masa de lodos biológicos en el reactor}$$

Los valores de las constantes anteriores para aguas residuales domésticas son: a de 0.6 a 0.8 mg de lodos mg⁻¹ de DBO removida, y b 0.06 a 0.20 mg de lodos destruidos mg⁻¹ de lodos en el reactor d⁻¹. La remoción de DBO en aguas residuales de origen municipal se puede aproximar a una ecuación cinética de primer orden:

$$\text{DBO efluente} = \text{DBO entrada} \frac{1}{1 + k \cdot x \cdot t}$$

Donde: k = constante de oxidación biológica, 0.0007 a 0.0020 L mg⁻¹ h⁻¹
 x = concentración de biomasa activa en el reactor (mg L⁻¹)
 t = tiempo de retención del reactor (hr)

Selección Del Tipo De Reactor

Los reactores pueden clasificarse en dos tipos:

- Reactor de mezcla completa con aireación. En este sistema el contenido del reactor se encuentra completamente mezclado, y se supone que no hay microorganismos en el agua residual a tratar. El sistema incluye una unidad en la que sedimentan las células del reactor y posteriormente son recirculadas. Se supone que el tanque de sedimentación sirve como depósito desde donde se recirculan los sólidos para mantener un nivel de sólidos dado en el tanque de aireación.
- Reactor flujo de pistón con recirculación celular. En este sistema el régimen hidráulico del reactor es de tipo flujo en pistón. En un modelo de flujo de pistón verdadero, todas las partículas que entran en el reactor permanecen en él, el mismo período de tiempo.

Tabla 44. COEFICIENTES CINÉTICOS PARA EL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS

COEFICIENTE	UNIDADES	VALOR	
		INTERVALO	TÍPICO
k	D^{-1}	2 - 10	5.0
K_s	Mg DBO ₅ L ⁻¹	25 - 100	60
	Mg DQO L ⁻¹	15 - 70	40
Y	mg SSV mg ⁻¹ DBO ₅	0.4 - 0.8	0.6
	mg SSV mg ⁻¹ DQO	0.25 - 0.4	0.4
k_d	d^{-1}	0.04 - 0.075	0.06

Nota: Los valores presentados son para 20° C.

Se han desarrollado diversas variaciones de este proceso con el propósito de lograr diferentes condiciones; lo cual ha originado que se utilice el término "método convencional de lodos activados" para denotar el proceso original. Las modificaciones del proceso convencional son para satisfacer requerimientos locales o para lograr economizar en la construcción y operación; las transformaciones han sido tanto en la forma de aireación como en el proceso en sí.

PROCESO CONVENCIONAL DE LODOS ACTIVADOS.

Este proceso es capaz de llevar a cabo el mayor grado de purificación logrado hasta ahora por los diversos métodos de tratamiento de aguas negras de uso común, con la sola excepción de la lograda por la filtración intermitente en arena. Aunque la composición de los lodos activados es similar y también lo son las reacciones bioquímicas a las de los lodos de los filtros goteadores, su eficiencia es mayor. Los flóculos de los lodos activados se mueven entre las aguas negras circundantes, lo que significa que van buscando su alimento y hacen más efectiva la descomposición de la materia orgánica de las aguas negras que la lograda por medio de los filtros goteadores. Como el proceso de contacto tiene lugar bajo el agua, desaparece el peligro de las moscas y los olores disminuyen notablemente. El espacio que se requiere para las unidades de lodos activados es mucho menor que el que requieren los filtros goteadores. Sin embargo, el proceso de lodos activados no es tan simple como el de los filtros goteadores, pues es complejo y presenta muchos problemas técnicos que requieren de mayor experiencia. Aunque el proceso puede adaptarse para tratar aguas negras y desechos de muy diversas concentraciones y composiciones, es muy sensible a descargas repentinas de sustancias tóxicas que puede contener el influente. Los desechos industriales pueden destruir o inhibir la actividad de los organismos usados para descomponer la materia orgánica.

Generación de Lodos

La generación de lodos biológicos es función de las características del sustrato, la relación F/M y la edad de los lodos. Para las condiciones típicas de una planta convencional de aguas residuales municipales, la generación media de lodos es la siguiente:

F/M Kg DBO Kg ⁻¹ SSV d ⁻¹	Generación de lodos Kg de lodos Kg ⁻¹ DBO removida
0.3	0.5
0.5	0.7

Criterios De Diseño

En la Tabla 45 se presentan los criterios típicos de diseño para una planta convencional de lodos activados para aguas residuales de origen predominantemente municipal:

Tabla 45 CRITERIOS DE DISEÑO DE UNA PLANTA CONVENCIONAL DE LODOS ACTIVADOS

PARÁMETRO	DIMENSIÓN
Carga orgánica volumétrica ($\text{Kg DBO d}^{-1} \text{m}^{-3}$)	0.40 – 0.80
Tiempo de aireación, basado en el gasto medio a través del proceso (h)	4 a 8
Sólidos suspendidos totales en el reactor (mg L^{-1})	1500 a 3000
Relación (F/M) ($\text{Kg DBO Kg}^{-1} \text{SSV d}^{-1}$)	0.25 – 0.50
Requerimiento de aire ($\text{m}^3 \text{Kg}^{-1}$ de DBO removida)	54 a 102
Edad de lodos (d)	5 a 10

El consumo de energía del proceso es función de la eficiencia del equipo de oxígeno, de las características del agua y de la eficiencia del proceso. La eficiencia del proceso es una remoción de la DBO del 85 al 95%, una remoción de N-NH_3 del 10 al 20%.

MODIFICACIONES AL PROCESO CONVENCIONAL DE LODOS ACTIVADOS

LODOS ACTIVADOS DE ALTA TASA

Este proceso es una variante del proceso convencional, y consiste en el empleo de bajos tiempos de retención hidráulica (2 horas), altas concentraciones de lodos activados en el reactor, poca edad de los lodos y altas relaciones F/M. El resultado de esta variante es un proceso más económico que el proceso convencional, pero con menores eficiencias en la remoción de DBO. Esta variante es empleada cuando los requerimientos de calidad del efluente no son muy estrictos o bien como un pretratamiento de aguas con altas concentraciones de contaminantes, antes de algún proceso secundario convencional. Debido al bajo tiempo de retención hidráulica, este proceso es muy sensible a fluctuaciones en el caudal de aguas residuales. Otro problema frecuente en el proceso de alta tasa es una pobre sedimentación de los lodos biológicos. La demanda de oxígeno del proceso es menor que en el proceso convencional de lodos activados. Las ecuaciones que gobiernan este proceso son las mismas que las del proceso de lodos activados convencional. La eficiencia del proceso es una remoción de la DBO del 50 al 70%, una remoción de N-NH_3 del 5 al 10%.

Generación de Lodos.

Para las condiciones típicas de una planta convencional de aguas residuales municipales, la generación media de lodos es la siguiente:

F/M ($\text{Kg}^{-1} \text{DBO Kg}^{-1} \text{SSV d}^{-1}$)	Generación de lodos (Kg^{-1} de lodos Kg^{-1} DBO removida)
0.4 a 0.8	0.6 a 0.8

Criterios de diseño.

En la Tabla 46 se comparan los criterios típicos de diseño de una planta convencional de lodos activados con una de alta tasa, para aguas residuales de origen municipal.

Tabla 46 CRITERIOS TÍPICOS DE DISEÑO DE UNA PLANTA DE LODOS ACTIVADOS DE ALTA TASA

PARÁMETRO	CONVENCIONAL	ALTA TASA
Carga orgánica volumétrica (Kg DBO d ⁻¹ m ⁻³)	0.40 – 0.80	0.8 – 2.0
Tiempo de aireación (h)	4 a 8	2 a 4
Sólidos suspendidos totales en el reactor (mg L ⁻¹)	1500 a 3000	3000 a 5000
Relación (F/M) (Kg ⁻¹ DBO Kg ⁻¹ SSV d ⁻¹)	0.25 – 0.50	0.40 – 0.80
Requerimiento de aire (m ³ Kg ⁻¹ de DBO removida)	54 a 102	54 a 81
Edad de lodos (d)	5 a 10	2 a 5
Recirculación	---	0.25 a 0.50
Fracción volátil de SST	---	0.7 – 0.8

ALIMENTACIÓN ESCALONADA

En este proceso se puede lograr un tratamiento que es equivalente al proceso convencional de lodos activados, en casi la mitad del tiempo de aireación, si se mantiene la edad de los lodos dentro de los límites adecuados de 3 a 4 días. Usando un tanque de aireación cuya capacidad es la mitad de la que se necesita en el proceso convencional, son menores el costo de construcción y la superficie requerida. Los costos de operación son casi iguales para el proceso convencional. El agua residual se introduce en diversos puntos del tanque de aireación para igualar la relación F/M y lograr una homogeneidad en el tanque.

AIREACIÓN PIRAMIDAL (GRADUADA)

Es un sistema convencional de tránsito de flujo, la tasa de oxidación es máxima a la entrada del tanque y en ocasiones es difícil mantener condiciones aerobias con distribución uniforme del aire. Con la aireación piramidal, el abastecimiento de aire se reduce progresivamente a lo largo de la longitud del tanque, de modo que aunque se use el mismo volumen total de aire que antes, se concentra más aire en la entrada del tanque para hacer frente a la mayor demanda.

AIREACIÓN PROLONGADA (AIREACIÓN EXTENDIDA)

Este proceso consistente en el empleo de:

- Altos tiempos de retención hidráulica
- Altas concentraciones de lodos activados en el reactor
- Altos valores de la edad de lodos
- Bajas relaciones F/M

Con el uso de tiempos prolongados de aireación (24 a 48 horas) es posible operar en la zona de respiración endógena y que se produzca menos lodo que en una planta normal. Estas plantas son muy adecuadas para pequeñas comunidades donde el reducido volumen de lodos y la naturaleza relativamente inofensiva del lodo mineralizado son ventajas considerables. En plantas grandes sus elevados costos iniciales y de operación no le permitan competir con otras alternativas de tratamientos biológicos. Este proceso es empleado sin sedimentación primaria. Otras características de este proceso son:

- Capacidad de remoción de compuesto volátiles
- Adsorción de metales pesados en el lodo biológico
- Nitrificación de las aguas, o sea, conversión biológica de las formas reducidas de nitrógeno a nitratos.

Este proceso puede tener lugar en un reactor totalmente mezclado, pero con el fin de aprovechar mejor la energía requerida en el suministro de oxígeno, es frecuente el empleo de las variantes de aireación por pasos o la variante conocida como estabilización por contacto. En la aireación por pasos, se busca lograr el mismo objetivo con la adición de alimentación a intervalos a lo largo del tanque para dar una demanda de oxígeno más constante en la zona de aireación. La alimentación de oxígeno en cada sección del tanque es proporcional a la demanda de oxígeno específica de cada sección. De esta manera, no es necesario re-airear el lodo de retorno antes de agregarlo a la zona de aireación, lo cual es necesario en las plantas convencionales para evitar una situación de cero OD a la entrada del tanque de aireación.

El proceso de estabilización por contacto usa la capacidad de adsorción que tienen los lodos para quitar materia orgánica en solución en un tanque pequeño. El agua cruda es aireada por un corto período, de 15 a 30 minutos, durante el cual los lodos activados adsorben y absorben un gran porcentaje de la materia suspendida, coloidal y disuelta, de las aguas negras. La mezcla fluye al tanque de sedimentación de donde se separan los lodos y pasan a un tanque regenerador en el que se estabilizan y regeneran por aireación, de esta manera se logra eliminar parte de la DBO por adsorción en el lodo activo, reduciendo la demanda de oxígeno del sistema; este proceso se emplea cuando una fracción importante de la DBO se encuentra suspendida. Esta modificación es aplicable en el tratamiento de efluentes industriales debido a que todo el suministro de lodos que se siembra no es vulnerable a las cargas repentinas por mantenerse la mayoría bajo aireación por separado. Un atascamiento de desechos afecta solamente a la porción de lodos que esta mezclada con las aguas negras.

La demanda de oxígeno en el proceso de aireación extendida es considerablemente mayor que en el proceso convencional de lodos activados. La demanda es el resultado de la suma de la demanda de oxígeno para la oxidación de la DBO carbónica y para el proceso de nitrificación. El proceso de nitrificación reduce la alcalinidad del agua. La generación de lodos es menor que en el proceso convencional, con la ventaja de que los lodos producidos están casi totalmente digeridos y son relativamente fáciles de secar. Las ecuaciones para estimar la generación de lodos son similares a las del proceso convencional. La eficiencia del proceso es para la DBO del 85 al 95%, la remoción del nitrógeno a nitratos es del 50 a 90%.

Generación de lodos

La generación de lodos biológicos en este proceso es una de las más bajas entre las variantes del proceso de lodos activados, generalmente entre 0.15 y 0.30 kg de exceso de lodos producidos por kg de DBO removida.

Criterios de diseño

En la Tabla 46 se comparan los criterios típicos de diseño de una planta de aireación extendida con una planta convencional de lodos activados para aguas residuales de origen predominantemente municipal.

Tabla 47 CRITERIOS TÍPICOS DE DISEÑO DE UNA PLANTA DE LODOS ACTIVADOS DE AIREACIÓN EXTENDIDA

PARÁMETRO	CONVENCIONAL	AIREACIÓN EXTENDIDA
Carga orgánica volumétrica (Kg DBO d ⁻¹ m ⁻³)	0.40 – 0.80	0.08 – 0.16
Tiempo de aireación (h)	4 a 8	18 a 36
Sólidos suspendidos totales en el reactor (mg L ⁻¹)	1500 a 3000	3000 a 6000
Relación (F/M) (Kg DBO Kg ⁻¹ SSV d ⁻¹)	0.25 – 0.50	0.05 – 0.15
Requerimiento de aire (m ³ Kg ⁻¹ de DBO removida)	54 a 102	204 a 272
Edad de lodos (d)	5 a 10	20 a 40
Recirculación	---	0.75 a 1.50
Fracción volátil de SST	---	0.6 – 0.7

ZANJAS DE OXIDACIÓN

Es un proceso de tratamiento biológico de lodos activados comúnmente operado como un proceso de aireación extendida, últimamente se ha vuelto popular la instalación de aireadores tipo cepillos para dar aireación y crear movimiento en zanjas continuas, cuya construcción es relativamente barata si las condiciones de suelo son adecuadas. La unidad consiste de un canal en forma de circuito cerrado, de 0.9 a 1.8 m de profundidad, con paredes de 45° de pendiente y aireadores mecánicos, localizados a lo ancho de la zanja. El efluente de un pretratamiento que entra a la zanja es aireado por cepillos horizontales o aireadores tipo disco, especialmente diseñados, y circula a lo largo del canal a una velocidad de 0.3 a 0.6 m s⁻¹. Los aireadores crean una mezcla y provocan la circulación del agua en la zanja. La mezcla en el canal es uniforme, pero pueden existir zonas de baja concentración de oxígeno disuelto. Los aireadores operan en un rango de 60 a 110 rpm y proporcionan una velocidad suficiente para mantener los sólidos en suspensión. En este proceso puede ocurrir un alto grado de nitrificación sin ninguna modificación del sistema en especial; lo cual se debe a los largos tiempos de retención de los sólidos utilizados de 10 a 50 días. El efluente de las zanjas de oxidación alimenta a los decantadores secundarios. El proceso de zanjas de oxidación se aplica a cualquier situación donde sea apropiado un tratamiento de lodos activados, ya sea convencional o de aireación extendida. El costo del proceso de tratamiento es generalmente menor a otros procesos biológicos para un ámbito de flujos entre 0.38 a 38 ML d⁻¹.

Criterios de diseño

Los criterios de diseño de las zanjas de oxidación para su forma de aireación extendida son:

Tabla 48 CRITERIOS DE DISEÑO PARA ZANJAS DE OXIDACIÓN

CONCEPTO	DIMENSIÓN
Carga de DBO ₅ (kg ⁻¹ 1000 m ³ vol de aireación d ⁻¹)	134 a 240
Edad de los lodos (d)	10 a 33
Profundidad del canal (m)	0.9 a 1.8
Geometría del canal	Paredes verticales de 45°
Tiempo de retención en canal de aireación (d)	1

Las eficiencias del proceso se pueden resumir de la siguiente manera:

Tabla 49 EFICIENCIAS DEL PROCESO EN LAS ZANJAS DE OXIDACIÓN

PARÁMETRO	EFLUENTE (MG L ⁻¹)			PORCENTAJE DE REMOCIÓN		
	Invierno	Verano	Prom. Anual	Invierno	Verano	Prom. Anual
DBO	15.2	1.2	12.3	92	94	93
Sólidos suspendidos	13.6	9.3	10.5	93	94	94

Este es un proceso de contacto en el que los organismos vivos aerobios y los sólidos orgánicos de las aguas residuales se mezclan en un medio favorable para la descomposición aerobia de los sólidos. Como el medio ambiente está formado por las mismas aguas, la eficacia del proceso depende de que se mantenga oxígeno disuelto en las aguas negras durante todo el tratamiento. El medio ambiente por sí mismo no logra mucho a menos que esté poblado por suficientes organismos vivos.

LODOS ACTIVADOS CON OXÍGENO PURO

Estas instalaciones incluyen la introducción de oxígeno en tanque cerrados de reacción agitados. Se dice que estas unidades pueden operar a niveles relativamente altos de SSLM (6 000 a 8 000 mg L-1) al tiempo que proveen buenas condiciones de sedimentación de lodos; además son económicas por su bajo consumo de energía y requerimiento mínimo de terreno. Sin embargo, los datos de operación de las plantas pilotos no han confirmado dichas afirmaciones.

LECHOS FLUIDIZADOS

En un intento de aumentar la población biológica en una planta de tratamiento, y por ende su eficiencia, se están desarrollando lechos fluidizados cuyos medios son partículas de arena o de plástico; tales lechos parecen ser prometedores.

DIGESTIÓN AEROBIA (OXIDACIÓN TOTAL)

En este proceso se airean vigorosamente un flujo continuo de aguas con sus sólidos macerados, en un tanque diseñado para retener el flujo de un día. Después pasan las aguas negras aireadas a un tanque de sedimentación convencional para que: el efluente clarificado se derrame en las aguas receptora y los lodos sedimentados se recirculen rápidamente al compartimiento de aireación. Este proceso consiste en completar la estabilización de la fracción putrescible de las aguas negras, por oxidación biológica en un solo compartimiento. La experiencia ha demostrado que este proceso es muy sensible a los cambios repentinos de volumen y a las características de los desechos. Los lodos deben desecharse periódicamente del sistema, para mantener el equilibrio y producir un efluente de alta calidad. Este proceso se ha aplicado en plantas relativamente chicas, y la experiencia muestra que el grado de tratamiento logrado se compara con otros procesos secundarios de gran eficiencia.

LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN O DE OXIDACIÓN

Son estanques poco profundos diseñados para tratar aguas residuales. En estas lagunas se lleva a cabo la sedimentación de las aguas y una remoción de la materia orgánica mediante procesos físicos y biológicos naturales, y es el sistema de tratamiento recomendable para localidades medianas y pequeñas donde hay disponibilidad de terreno adecuado para las lagunas. Existen sistemas baratos y poco mecanizados. Por esto las lagunas de estabilización son una opción popular de bajo costo de inversión y operación.

En climas calurosos se requiere de 1 000 m² de área superficial de laguna por cada 100 personas. Donde las heladas puedan afectar el estanque, se requiere de una mayor área, de 3 a 4 veces la relación anterior. Debido a posibles problemas de olor, las lagunas deben localizarse al menos a un kilómetro de distancia de las zonas habitadas más cercanas, en dirección contraria a los vientos dominantes. A pesar de que la forma de la laguna no es un factor determinante, se debe evitar el tener porciones demasiado largas o estrechas. Los bordos deben tener un ancho de corona 3 m y taludes de 2:1 a 3:1 y para protegerlos del oleaje las caras en contacto con el agua se cimientan. La distancia vertical desde la parte superior del bordo hasta la superficie del agua debe tener de 0.75 a 1 metro, dependiendo del tamaño de la laguna.

Existe un criterio de diseño que se basa en lagunas conectadas en serie, siendo ésta la forma más económica de mejorar la calidad del efluente de lagunas de estabilización. Generalmente la primera laguna en una serie toma características anaerobias y la segunda se desarrolla como facultativa. El número de lagunas en serie no está limitado. Una consideración importante es que se debe prevenir que haya infiltración en los terrenos, por lo que la tierra debe ser relativamente impermeable. En caso de que haya problemas de infiltración, se deben tomar medidas adecuadas para sellar la superficie con una capa de arcilla u otro material, así como remover toda la vegetación que en el área que va a servir de fondo a la laguna.

Las lagunas presentan una serie de ventajas y desventajas, a continuación se mencionan algunas:

Ventajas:

- Bajo consumo de energía y costo de operación
- Bajo capital de inversión, especialmente en los costos de construcción
- Esquemas sencillos de flujo
- Equipos y accesorios simples y de uso común
- Operación y mantenimiento simple. No requieren equipos especial ni personal calificado
- Remoción eficiente de bacterias patógenas, protozoarios y huevos de helmintos
- Amortiguamiento de picos hidráulicos, de cargas orgánicas y de compuestos tóxicos
- En algunos casos, remoción de nutrientes
- Posibilidad de establecer un sistema de cultivo de algas proteicas para su consumo
- Empleo como tanque de regulación de agua de lluvia o de almacenamiento para reuso

Desventajas:

- Altos requerimientos de área
- Efluente con elevado contenido de algas y que causa daños al suelo, si se usa en riego
- Su funcionamiento depende de las condiciones ambientales
- Generación de olores desagradables y deterioro de la calidad del efluente por sobrecarga de contaminantes
- Contaminación de acuíferos por infiltración
- Pérdidas de agua debido a la evaporación e infiltraciones

De acuerdo con el inventario nacional de plantas de tratamiento (CNA 1995) existe un total de 1,191 plantas, de las cuales 357 (28%) son lagunas (330 municipales y 27 industriales). Así, éste es el proceso de tratamiento más utilizado en el país, seguido de los lodos activados, donde se tienen registradas 268 plantas (23%). De las 330 lagunas de tratamiento de aguas residuales domésticas solamente 9 son de tipo aireadas. Normalmente las lagunas se clasifican en:

- Lagunas aerobias
- Lagunas facultativas
- Lagunas anaerobias
- Lagunas aireadas o de maduración

Otra clasificación utilizada, considera la forma en que se produce la alimentación y descarga del agua residual en la instalación. En función de este criterio se tienen:

- Lagunas continuas. Son aquellas en las que se tiene entrada y salida continua del agua residual, la mayoría de las lagunas funcionan de acuerdo a este principio.
- Lagunas semicontinuas o de descarga controlada. Las lagunas se llenan de agua residual, que se alimenta durante un periodo prolongado de tiempo hasta que se inicia su vaciado. Este tipo de diseño se utiliza en zonas con grandes variaciones estacionales, o cuando la laguna se utiliza simultáneamente como sistema regulador de riego.
- Lagunas de retención total. Este tipo de lagunas se diseñan de tal forma que el agua tratada se pierda por evaporación e infiltración, con lo que no se producen vertidos finales. Normalmente se trata de lagunas de poca profundidad y grandes extensiones.

Existe un criterio de diseño que se basa en lagunas conectadas en serie, siendo ésta la forma más económica de mejorar la calidad del efluente de lagunas de estabilización. Generalmente la primera laguna en una serie toma características anaerobias y la segunda se desarrolla como facultativa cuando la carga orgánica no es exclusiva. El número de lagunas en serie no está limitado. Con este criterio, se asume que hay un mezclado completo e instantáneo y que la degradación de los agentes contaminantes toma lugar de acuerdo a una reacción de primer orden que no depende de la temperatura. La concentración de contaminantes puede calcularse progresivamente como se muestra en la siguiente ecuación, tomando en cuenta los coeficientes de reacción "K" que se muestran en la Tabla 50.

$$Y_1 = \frac{Y}{(K \cdot t_1 + 1)}; \quad Y_2 = \frac{Y_1}{(K \cdot t_2 + 1)} = \frac{Y}{(K \cdot t_1 + 1)(K \cdot t_2 + 1)}$$

donde: Y = DBO₅ en el influente

Y₁ = DBO₅ en el efluente, primera laguna

Y₂ = DBO₅ en el efluente, segunda laguna

t₁ y t₂ = Periodos de retención para las lagunas 1 y 2

K = Constante de reacción

Tabla 50 COEFICIENTES DE REACCIÓN "K" A DIFERENTES TEMPERATURAS

T (° C)	K
5° C	0.102 por día
15° C	0.24 por día
20° C	0.35 por día
30° C	0.80 por día
35° C	1.20 por día

Se ha encontrado que el tiempo de retención mínimo cuando se asume un sistema de mezclado completo es de 7 días. Se debe notar que la carga es una función de la concentración y la profundidad del influente. Sin embargo, la temperatura y el tiempo de retención son

parámetros de velocidad de purificación. La digestión anaerobia del lodo también puede incorporarse en el diseño en el caso de que éste sea más sofisticado.

LAGUNAS AEROBIAS.

Las lagunas aerobias se dividen en dos grupos: lagunas de baja tasa y de alta tasa.

LAGUNAS AEROBIAS DE BAJA TASA.

Se diseñan para mantener las condiciones aerobias en toda la profundidad de la laguna maximizando la cantidad de oxígeno producido por un incremento masivo de algas. Se emplean para trazar residuos orgánicos solubles y efluentes secundarios. Estos sistemas requieren grandes área por unidad de DBO estabilizada (4 Ha por laguna) comparados con los sistemas facultativos o anaerobios y no son recomendables en climas fríos donde haya problemas de congelamiento. Por sus requerimientos de espacio y lo impráctico de mantener el oxígeno disuelto en todos los puntos durante todo el año, su empleo es poco común. La eficiencia de conversión de materia orgánica en las lagunas aerobias es alta (80 al 95%), sin embargo, aunque la DBO soluble haya sido removida del agua residual el efluente contiene una cantidad importante de algas y bacterias que pueden ejercer una DBO igual o mayor a la del agua residual sin tratar. Este aspecto se controla mediante la remoción de algas o la filtración del efluente.

LAGUNAS DE ALTA TASA.

Se diseñan para optimizar la producción de algas y alcanzar altas producciones de proteínas. Su aplicación se centra en la remoción de nutrimentos y el tratamiento de material soluble. Este tipo de lagunas requieren un mezclado continuo para favorecer la acción fotosintética de las algas, un mayor nivel de tratamiento y personal altamente capacitado. La profundidad varía entre 30 y 45 cm y por lo común sólo se opera en serie. La laguna de alta tasa tiene más ventajas con respecto a una facultativa ya que emplea tiempos cortos de retención y generan un efluente con elevado contenido de oxígeno disuelto. Un diseño con mezclado adecuado puede generar diariamente de 113 338 Kg de algas Ha-1. Las algas en el efluente de esta laguna sedimentan fácilmente. Se estima que del 70 al 80% de las algas pueden removerse por clarificación en 1 o 2 días. Las algas pueden considerarse como agentes que consumen nitrógeno, fósforo y potasio, como un medio selectivo para la remoción de metales pesados como el oro, la plata y el cobre, o como alimento para peces. Cabe mencionar que 1 kg de algas fermentadas puede producir metano suficiente para generar un KW h-1 de electricidad que comparado con los requerimientos energéticos para producir 1 kg de algas (0.1 KW h-1) resulta interesante. Durante su crecimiento, este kilogramo de algas puede producir 1.5 Kg de oxígeno, por lo que la eficiencia de oxigenación de la laguna es de 15 kg O₂ KW-1 h-1, considerando que la aireación mecánica transfiere cerca de 1 kg O₂ KW-1 h-1, las algas generan 15 veces más rápido oxígeno sin costo alguno.

Otro de los beneficios de las algas es su tendencia a aumentar el pH del agua, un pH de 9.2 por 24 horas puede eliminar el 100% de E. coli y gran cantidad de bacterias patógenas. No es muy común que este tipo de lagunas alcancen un pH de 9.5 a 10 durante el día, pero sí tienen una alta tasa de desinfección.

Tabla 51 RECOMENDACIONES DE DISEÑO PARA LAS LAGUNAS AEROBIAS.

RECOMENDACIÓN DE DISEÑO	DE ALTA TASA	DE BAJA TASA
Tiempo de retención (d)	10 a 40	4 a 6
Profundidad (m)	0.90 a 1.20	0.30 a 0.45
Carga superficial (kg DBO ha ⁻¹ d ⁻¹)	67 a 135	90 a 180
Conversión de DBO ₅ (%)	80 al 95	80 al 95

LAGUNAS FACULTATIVAS

Las lagunas facultativas han sido usadas por muchos años en el tratamiento de aguas residuales de origen municipal. Sus bajos costos de operación, la confiabilidad del proceso y los bajos requerimientos de mano de obra calificada para su operación son algunas de sus ventajas. La profundidad en las lagunas facultativas varía de 1.2 a 2.4 m, con una carga superficial de 0.02 a 0.05 Kg de DBO m⁻² d⁻¹ y tiempos de retención de 5 a 30 d, aunque con temperaturas extremas se alteran estos valores. Se emplean cuando no existe riesgo de contaminación de acuíferos, pues su impermeabilización artificial incrementa su costo de construcción. El riesgo de contaminación de los acuíferos se elimina cuando: el suelo es impermeable o moderadamente permeable, el acuífero es confinado o profundo, o cuando los pozos de explotación del acuífero se encuentran alejados de las lagunas.

El agua de las lagunas se estratifica, la capa superior es aerobia, la capa inferior es anaerobia y una zona intermedia de transición. El oxígeno de la capa superior se origina por la fotosíntesis de las algas y la aireación superficial. Los SS y los residuos de las algas se sedimentan y se estabilizan anaeróbicamente; como los tiempos de retención son largos y la concentración de sustancias orgánicas es baja, la remoción de los contaminantes se debe a la respiración endógena de los organismos. Cuando se proliferan las algas en el efluente se encuentran niveles de SS de moderados a altos, a menos que se retiren. Es posible remover del 70 al 85 % de DBO, aunque las algas en el efluente pueden afectar estos valores en forma significativa. La mejor forma de estas lagunas es la rectangular, con una relación longitud: ancho de 3:1. Se deben evitar áreas poco profundas en las orillas para no atraer mosquitos. La tasa de acumulación de sólidos en la laguna es de 0.1 a 0.3 m³ persona⁻¹ año⁻¹, de modo que sólo se requiere retirar los lodos en intervalos de años.

Para un óptimo funcionamiento, las lagunas deben ser operadas en serie; por lo que se pueden construir lagunas independientes, separadas por bordos de tierra, o se puede encauzar el flujo del agua en una sola laguna. El influente de las lagunas debe ser sometido a un pretratamiento para la eliminación de arenas y material grueso; cuando la concentración de SS en el agua cruda es muy alta, se puede usar una sedimentación primaria, situación que no es frecuente en el caso de aguas residuales de origen doméstico.

Criterios de diseño

Los criterios empíricos de diseño que se recomiendan son los siguientes:

$$\text{Tiempo de retención } t = 0.0349S_o * 1.085^{(35-T)}$$

S_o = DBO total de infuente

T = temperatura del agua del mes más frío (° C)

Tabla 52. TIEMPO DE RETENCIÓN EN FUNCIÓN DE LA TEMPERATURA Y DBO DEL INFLUENTE.

So (mg/L)	TIEMPO DE RETENCIÓN (DÍAS)					
	TEMPERATURA (°C)					
	10	15	20	25	30	35
100	27	18	12	8	5	3
200	54	36	24	16	10	7
300	80	54	36	24	16	10
400	107	71	47	32	21	14

Tabla 53. PARÁMETROS TÍPICOS PARA EL DISEÑO DE LAGUNAS FACULTATIVAS

PARÁMETRO	DIMENSIÓN
Área de cada laguna en serie (Ha)	1 a 4
Régimen de operación	Serie o paralelo
Tiempo de retención hidráulica (d)	7 a 30
Profundidad (m)	1.8 a 2.4
Carga hidráulica (lps Ha ⁻¹)	1.5 a 4.4
Carga orgánica por unidad de superficie (kg Ha ⁻¹ d ⁻¹)	56 a 168
Requerimientos de área (m ² lps ⁻¹)	6,803 a 2,268
(m ² (kg DBO d ⁻¹) ⁻¹)	178 a 59
Temperatura óptima del agua (°C)	20
Ámbito de temperatura (°C)	2 a 32
Eficiencia de remoción de DBO (%)	80 a 95
Concentración de algas (mg L ⁻¹)	40 a 160
Eficiencia de remoción de coliformes (%)	> 99
Sólidos suspendidos en el efluente (mg L ⁻¹)	
Algas	(0.2 - 0.8) DBO ₀
Microorganismos	(0.2 - 0.5) DBO ₀
Otros	(0.1 - 0.4) SS ₀
DBO del efluente (mg L ⁻¹)	
Soluble	(0.02 - 0.1) DBO ₀
Insoluble	(0.3 - 1.0) SS ₀
Calidad típica del efluente (mg L ⁻¹)	
DBO	15 a 40
SS	25 a 50
pH	6.5 a 9

(DBO₀ y SS₀ son datos del influente)

LAGUNAS ANAEROBIAS

Operan con una carga orgánica de 0.5 kg de DBO m⁻² d⁻¹ con una profundidad de 3 a 5 m. Son capaces de remover del 50 al 60% de DBO en un tiempo de retención de unos 30 días y pueden ser adecuadas para el pretratamiento de desechos orgánicos antes de agregarlos a las plantas facultativas. Como es probable que produzcan olores, no debe situarse cerca de áreas pobladas. Son profundas para mantener condiciones anóxicas y anaerobias; pueden llegar hasta los 6 m. En una laguna anaerobia típica, el agua residual entra muy cerca del fondo, ésta se mezcla con la biomasa sedimentada, la cual tiene un espesor de aproximadamente 1.8 m. El efluente se localiza en la parte superior de la laguna y debe estar por debajo de la superficie del líquido. El exceso de grasa no digerida flota, formando una nata, la cual permite que el calor no se pierda y evita la entrada de aire. El proceso no requiere la recirculación de lodos.

Tabla 54. CRITERIOS TÍPICOS PARA EL DISEÑO LAGUNAS ANAEROBIAS

PARÁMETRO	DIMENSIÓN
Área de cada laguna en serie (Ha)	1 a 4
Régimen de operación	Serie o paralelo
Tiempo de retención hidráulica (d)	7 a 30
Profundidad (m)	2 a 6
Carga hidráulica (lps Ha ⁻¹)	1.5 a 4.4
Carga orgánica por unidad de superficie (kg Ha ⁻¹ d ⁻¹)	56 a 2,244
Requerimientos de área (m ² lps ⁻¹)	6,803 a 2,268
(m ² (kg DBO/d ⁻¹) ⁻¹)	178 a 4
Temperatura óptima del agua (° C)	20
Ámbito de temperatura (° C)	2 a 50
Ámbito óptimo del pH del agua residual	6.8 a 7.2
Eficiencia de remoción de DBO (%)	80 a 95
Concentración de algas (mg L ⁻¹)	40 a 160
Eficiencia de remoción de coliformes (%)	> 99
Sólidos suspendidos en el efluente (mg L ⁻¹)	
Algas	(0.2 – 0.8)DBO ₅
Microorganismos	(0.2 – 0.5)DBO ₅
Otros	(0.1 – 0.4)SS ₂₀
DBO del efluente (mg L ⁻¹)	
Soluble	(0.02 – 0.1)DBO ₅
Insoluble	(0.3 – 1.0)SS ₂₀
Calidad típica del efluente (mg L ⁻¹)	
DBO	15 a 40
SS	25 a 50
pH	6.5 a 9

Las lagunas anaerobias pueden causar olores, así como contaminar el agua subterránea, a menos que se impermeabilicen.

LAGUNAS AIREADAS

Estas lagunas utilizan aireadores flotantes para mantener el OD y hacer el mezclado. Es posible tener cargas de DBO de 0.2 kg m⁻² d⁻¹, con tiempos de retención de unos cuantos días, y que se produzcan efluentes de buena calidad. El proceso incluye el mantenimiento de un flóculo bacteriano en lugar del sistema de bacterias y algas de las lagunas más simples. La necesidad de una planta de suministro de energía confiable se aleja del concepto de simplicidad que caracteriza a la laguna de oxidación, pero las lagunas aireadas pueden tener aplicaciones en las áreas urbanas de los países en vías de desarrollo. El proceso es análogo al proceso de lodos activados, con la diferencia significativa de que normalmente no se emplea recirculación de lodos. Esta diferencia trae las siguientes consecuencias:

1. Una baja concentración de biomasa en el reactor (SSVLM de 150 a 350 mg L⁻¹)
2. Altos tiempos de retención necesarios para obtener eficiencias comparables a las del proceso de lodos activados convencional (tiempos de detención de 2 a 5 d)
3. Grandes volúmenes de los reactores por lo que resulta más económico construirlos en forma de lagunas con bordos de tierra.

Las lagunas aireadas pueden ser diseñadas totalmente mezcladas y totalmente aeróbicas o parcialmente mezcladas y facultativas. En ambos casos, para conservar los sólidos volátiles en suspensión es necesario inyectar al sistema una cierta cantidad de energía en forma de mezclado. La cantidad de energía requerida por mezclado es mayor que la cantidad de energía requerida por suministro de oxígeno, razón por la cual el mezclado es el criterio usado en la

selección del tamaño de los equipos de aireación. En las lagunas completamente mezcladas es común emplear una unidad de sedimentación del efluente para concentrar y recircular todos los lodos sedimentados, incrementando la concentración de SSVLM de hasta 800 mg L⁻¹. En las lagunas facultativas, y dependiendo de las normas de SS en el efluente, se pueden emplear lagunas facultativas o de maduración, no aireadas, para eliminar los sólidos suspendidos y mejorar la calidad del efluente.

La eficiencia del proceso se mejora cuando las unidades de tratamiento se operan en serie, por lo que se recomienda un mínimo de dos lagunas en serie. Una ventaja de las lagunas aireadas es que, debido al elevado tiempo de retención, resisten sobrecargas orgánicas e hidráulicas. Debido a los incrementos en los costos de energía eléctrica, la aplicación del proceso de lagunas aireadas se limita al tratamiento de desechos industriales con altas concentraciones de contaminantes y cuando la disponibilidad del terreno es alta y a bajo costo. Para el tratamiento de aguas residuales municipales el proceso de lagunas aireadas ofrece pocas ventajas. La eficiencia del proceso es de:

- Remoción de la DBO: 60 a 90%
- Remoción de DQO: 70 a 90%
- Remoción de SS: 70 a 90%

Criterios de diseño

Operación: en serie, seguidas de lagunas para la separación de sólidos suspendidos.

Tiempo de retención: 2 a 8 d

Profundidad: 1.8 a 3.6 m

Requerimientos de oxígeno: 0.7 a 1.4 veces la DBO removida

Generalmente los términos laguna y estanque se emplean indistintamente. Por laguna debe entenderse un depósito natural de agua construido mediante excavación y compactación del terreno para el tratamiento de las aguas residuales, en cambio los estanques son aquellos en los que la laguna construida se recubre con concreto o algún otro material impermeable. Con el fin de evitar confusiones se maneja el término laguna indistintamente, a menos que se especifique claramente.

Tabla 55. MODELOS DE DISEÑO DE LOS DIVERSOS TIPOS DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN

LAGUNA	TIEMPO DE RETENCIÓN (d)	CARGA ORGÁNICA		PROFUNDIDAD (m)	TAMAÑO DE LA LAGUNA. (Ha)	MEZCLADO	% DE REMOCIÓN DE LA DBO ₅
		SUPERFICIAL kg DBO Ha ⁻¹ d ⁻¹	VOLUMÉTRICA g DBO m ⁻³ d ⁻¹				
Aerobia.							
Baja tasa	10 – 40	67 – 135		0.90 – 1.20	< 4, por celda	Natural	80 – 90
Alta tasa	4 – 6	90 – 180		0.30 – 0.45	0.20 – 0.80	Equipo adicional	80 – 95
Alreadas.							
Mezcla completa	3 – 20			2.0 – 6.0		Equipo adicional	50 – 60
Mezcla parcial	3 – 10			2.0 – 6.0	0.80	Equipo adicional	70 – 90

CONTINUACIÓN

LAGUNA	TIEMPO DE RETENCIÓN (d)	CARGA ORGÁNICA		PROFUNDIDAD (m)	TAMAÑO DE LA LAGUNA. (Ha)	MEZCLADO	% DE REMOCIÓN DE LA DBO ₅
		SUPERFICIAL kg DBO Ha ⁻¹ d ⁻¹	VOLUMÉTRICA g DBO m ⁻³ d ⁻¹				
Anaerobias	1 - 5	280 - 4500	100 - 400	2.0 - 5.0	0.2 - 0.8 por celda	Sin mezclado	60 - 70
Facultativas	5 - 30	40 - 200 ⁽¹⁾		1.5 - 2.0	0.8 - 4.0 por celda	Superficial	80 - 90
	31 - 117	10 - 40 29 - 50		1.20			
		150 - 250 ⁽²⁾ 100 ⁽³⁾					

⁽¹⁾ Valores empleados en climas subtropicales, tropicales y templados

⁽²⁾ Valores empleados en la India

⁽⁴⁾ Valores empleados en América

VI.4 TANQUE PARA LA SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA

El diseño de sedimentadores secundarios es similar al de sedimentadores primarios, se clasifican en dos tipos: los tanques circulares y los tanques rectangulares.

SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA, TANQUES CIRCULARES

Existen dos tipos de tanques circulares de sedimentación secundaria; el alimentado por el centro y el alimentado por la periferia. Ambos utilizan un mecanismo para transportar y remover del tanque los lodos sedimentados, que son acumulados por el mecanismo en una tolva. El uso más común de la sedimentación secundaria es separar los sólidos de los lodos activados que se encuentran en la mezcla, para producir lodos concentrados como flujo de retorno requerido para mantener el tratamiento biológico y permitir la sedimentación de sólidos producidos en el sistema de filtros percoladores de baja tasa.

Criterios de diseño

Los factores que se deben considerar para su diseño son: tipo de tanque, carga hidráulica superficial, carga de lodos, velocidad de flujo, localización de los vertedores, carga hidráulica sobre los vertedores y recirculación de material flotante.

Tabla 56. CRITERIOS DE DISEÑO PARA TANQUES CIRCULARES DE SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA (DEPENDIENDO DEL TIPO DE TRATAMIENTO)

TIPO DE TRATAMIENTO	CARGA HIDRÁULICA (LPS M ⁻²)		PROFUNDIDAD (M)
	Media	Pico	
De filtros percoladores	0.19 a 0.28	0.47 a 0.57	3.0 a 3.7
De lodos activados aireados (excepto aireación extendida)	0.19 a 0.38	0.47 a 0.57	3.7 a 4.6
De aireación extendida	0.09 a 0.19	0.38 a 0.0	3.7 a 4.6
De lodos activados (oxígeno) con sedimentación primaria	0.19 a 0.38	0.47 a 0.57	3.7 a 4.6

Tabla 57. DATOS TÍPICOS DE CARGA DE SÓLIDOS

Tipo de tratamiento	Carga de sólidos (Kg m ⁻² -d ⁻¹) ^A	
	Media	Pico
De filtros percoladores		
De lodos activados aireados (excepto aireación extendida)	98 a 146	244
De aireación extendida	976 a 1953	244
De lodos activados (oxígeno) con sedimentación primaria	1953 a 3906	244

^A las cargas de sólidos permisibles son generalmente gobernadas por las características del espesador de lodos, asociadas con la operación en climas fríos.

La tasa de recirculación de lodos en un proceso de lodos activados varía del 15 al 20 % del flujo de agua a la planta, dependiendo de las modificaciones empleadas. Otros parámetros de diseño son los siguientes:

Tabla 58. CRITERIOS DE DISEÑO

Carga hidráulica sobre vertedores (lps m ⁻¹)	1.44 a 4.31
Velocidad de flujo máxima en la vecindad de los vertedores (cm seg ⁻¹)	0.10 a 0.20
Diámetro de los baffles de entrada (% del diámetro del tanque)*	15 a 20

* La longitud del baffle no debe exceder de 91 cm por debajo de la superficie del agua.

Las concentraciones de lodos en el sedimentador de un sistema de lodos activados varían de 0.5 a 2.0 %, dependiendo de las características de concentración y sedimentación de los lodos. Los sólidos suspendidos en el efluente del sistema varían comúnmente de 20 a 30 mg L⁻¹, aunque se han reportado concentraciones de 11 a 14 mg L⁻¹.

SEDIMENTACIÓN SECUNDARIA, TANQUES RECTANGULARES

El diseño de sedimentadores secundarios es similar al de sedimentadores primarios, con la excepción de que en el diseño de sedimentadores para lodos activados se deben considerar grandes volúmenes de sólidos en el licor mezclado. Aún más, el licor mezclado, tiene la tendencia de fluir a la entrada del tanque como una corriente densa e interferir la separación de sólidos y el espesamiento de los lodos. Para manejar exitosamente estas características se deben considerar los siguientes factores:

- Tipo de tanque deseado
- Carga hidráulica superficial
- Carga de sólidos
- Velocidades del flujo
- Localización de vertedores y cargas sobre los mismos.
- Recolección del material flotante

El influente del tanque es distribuido por medio de baffles y fluye a lo largo del tanque para salir sobre unos vertedores. La longitud máxima es de aproximadamente 91 m y con profundidades de 3.7 a 4.6 m. El equipo de remoción de sólidos consiste de un par de cadenas sin fin, con piezas de madera de 5 cm de espesor y de 15 a 20 cm de profundidad, localizadas a cada 3 m. La velocidad lineal de las cadenas es de 0.6 a 1.2 m min⁻¹. También se utilizan rastras para la limpieza de los tanques fijadas a un puente móvil que viaja a lo largo de la unidad. La colección del material flotante se realiza al final del tanque en el efluente y su remoción puede ser manual, hidráulica o mecánica.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Criterio de diseño.

En el sistema de lodos activados, los criterios de diseño recomendados son:

Tabla 59. CRITERIOS DE DISEÑO DEL TANQUE SEDIMENTADOR, PARA EL SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

Carga hidráulica	
Media (lps m^{-2})	0.19 a 0.38
Pico (lps m^{-2})	0.33 a 0.57
Carga de sólidos	
Media ($\text{kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	70 a 140
Pico ($\text{kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	146 a 293
Velocidad de flujo máxima en los vertedores (m h^{-1})	3.66 a 7.32
Profundidad (m)	3.7 a 4.6

Las concentraciones máximas de sólidos de lodos secundarios en sistemas de lodos activados varían de 0.5 a 2.0 %, dependiendo de las características de sedimentación y compactación de los lodos. Los sólidos suspendidos totales en el efluente varían de 20 a 30 mg L^{-1} .

VII. DESINFECCIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES

VII.1 MÉTODOS DE DESINFECCIÓN.

Debido al tamaño de los microorganismos, es imposible garantizar que su remoción sea completa con los tratamientos de coagulación o filtrado. Por lo que es necesario efectuar su desinfección para asegurar la eliminación de los microorganismos patógenos. La mayoría de las aguas residuales y efluentes tratados contiene una gran cantidad de microorganismos. La desinfección de un efluente tiende a retardar las reacciones de autopurificación en el cuerpo de agua receptor; así como favorecer la formación de productos de reacción que resultan de las interacciones de compuestos orgánicos y desinfectantes. La desinfección puede efectuarse haciendo uso de agentes químicos o agentes físicos, los criterios para valorarlos son:

- Capacidad del desinfectante para destruir los tipos y número de los organismos presentes dentro del tiempo de contacto, la temperatura del agua y las fluctuaciones previstas en la composición, concentración y condición del agua tratada.
- Disponibilidad a un costo razonable y una aplicación conveniente, segura y exacta.
- Capacidad del desinfectante, en las concentraciones empleadas, para lograr los objetivos deseados sin provocar al agua propiedades tóxicas o desagradables.
- Capacidad del desinfectante para permanecer en concentraciones residuales para evitar la posibilidad de recontaminación.
- Técnicas de valoración prácticas, reproducibles, rápidas y exactas para determinar su concentración.

Existe diferencia entre esterilización y desinfección, la esterilización es la muerte de todos los microorganismos, y la desinfección es la muerte de organismos potencialmente dañinos. La desinfección, en el tratamiento de aguas residuales, implica la destrucción de organismos patógenos. Los factores a considerarse en la selección de un proceso de desinfección son:

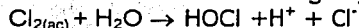
- Tiempo de contacto. En general para una concentración dada de desinfectante, a mayor tiempo de contacto, mayor rango de organismos muertos.
- Concentración y tipo de agente químico.
- Temperatura.
- Número de microorganismos.
- Tipo de microorganismos.
- Naturaleza del líquido suspendido.

VII.2 REACCIONES DEL CLORO CON LAS AGUAS TRATADAS

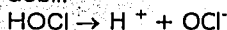
El cloro es una sustancia sumamente activa que reacciona con muchos compuestos; se utiliza en aguas y drenajes como agente oxidante y como desinfectante. Como agente oxidante se emplea para el control de sabor u olor y para la eliminación de color en el tratamiento de aguas municipales; en el tratamiento de desechos industriales se emplea para la oxidación de cianuros; en drenajes domésticos su uso incluye el control de olor, la oxidación de sulfuros, la eliminación de amoníaco y la desinfección. Como desinfectante se aplica en el tratamiento de aguas potables y residuales ya que interviene en la desinfección selectiva o exterminación selectiva de microorganismos. También se aplica en el control de incrustaciones biológicas en aplicaciones de tratamiento de aguas industriales como torres de enfriamiento y condensadores. El cloro también tiene gran aplicación como desinfectante en piscinas. En ciertas condiciones pueden formarse compuestos indeseables cuando el cloro reacciona con materia orgánica.

El término cloro acuoso tal como se usa en el tratamiento de aguas y desechos se refiere no sólo a la especie elemental cloro (Cl_2), sino también a otras diversas que incluyen al ácido hipocloroso (HOCl), el ion hipoclorito (OCl^-) y varias especies de cloraminas como monoclaramina (NH_2Cl) y dicloramina (NHCl_2). El cloro se utiliza en varias formas, en la actualidad su uso más frecuente es como gas. También se utilizan sales de HOCl como son hipoclorito de sodio o blanqueador (NaOCl) o hipoclorito de calcio o hipoclorito concentrado [$\text{Ca}(\text{OCl})_2$]. Todos estos tipos de cloro encuentran uso en la desinfección de piscinas.

El cloro reacciona con el agua y un átomo se oxida a (Cl^+) reduciéndose el otro (Cl^-).



El HCl formado se disocia por completo en las condiciones comunes que se encuentran en las soluciones acuosas diluidas. El ácido hipocloroso, por el contrario, es un ácido relativamente débil.



La cantidad relativa de las diversas especies cloradas es función del pH. A valores de pH menores de 7.5, el HOCl predomina mientras que a más de 7.5, la especie predominante es el OCl^- . Esto es de interés para la capacidad de desinfección del HOCl , en general se considera muy superior a la de OCl^- (alrededor de 80 a 100 veces más efectivo) en la exterminación de *E. Coli*. La forma en que el cloro se adiciona al agua influye sobre ciertas propiedades químicas de ésta. La adición de cloro gaseoso a un agua disminuye su alcalinidad, pero si el cloro se dosifica como sal de ácido hipocloroso aumenta la alcalinidad de acuerdo con el grado en que el OCl^- reaccione con el agua. El uso de hipoclorito de calcio incrementa tanto la alcalinidad como la dureza total del agua.

Si se adiciona a un agua una cantidad conocida de cualquiera de las formas del cloro y después de cierto tiempo (tiempo de contacto) se analiza el agua para determinar el cloro (cloro residual), se encuentra menos cloro que el que se adicionó. Se dice que el agua tiene una demanda de cloro, la cual se expresa de la siguiente forma:

$$\text{Demanda de cloro} = \text{dosificación de cloro} - \text{cloro residual}$$

La demanda de cloro es resultado de diversas reacciones en que el cloro se consume por acción de diversos constituyentes del agua y por descomposición. Las reacciones del cloro con los constituyentes del agua se pueden agrupar en forma conveniente de acuerdo con: aquellas que son favorecidas por la luz solar, las que se verifican con compuestos inorgánicos, las que se producen con amoníaco y las correspondientes a compuestos orgánicos.

LUZ SOLAR. Las soluciones acuosas del cloro no son estables cuando se les expone a la luz solar. La radiación ultravioleta proporciona energía para la reacción del cloro con agua.

REACCIONES CON COMPUESTOS INORGÁNICOS. Las reacciones entre el cloro y los compuestos inorgánicos reducidos (Mn(II) , Fe(II) , NO_2^- , S(-II)) son rápidas a valores de pH cercanos a la neutralidad o superiores. Cuando se produce a valores altos de pH la oxidación de sulfuros con cloro tiende a formar polisulfuros.

REACCIONES CON AMONÍACO. Las reacciones del cloro con amoníaco y nitrógeno orgánico son muy diferentes, a las del cloro y otros compuestos inorgánicos y orgánicos. El cloro reacciona con el amoníaco para producir una serie de compuestos clorados de amoníaco llamados cloraminas, y finalmente oxida al amoníaco a nitrógeno o a una variedad de productos que contienen nitrógeno y están libres de cloro.

Tabla 60. COMPUESTOS CLORADOS DE AMONIACO

NOMBRE	FÓRMULA
Monocloramina	NH_2Cl
Dicloramina	NHCl_2
Tricloramina o tricloruro de nitrógeno	NCl_3

El mecanismo de reacción es complejo, no se ha comprendido en su totalidad y los productos varían con las condiciones como son pH, relación de cloro añadido al amoníaco presente y tiempo de contacto. La oxidación del amoníaco a productos finales que aparecen en la siguiente tabla, requieren diferentes cantidades de cloro por cantidad de amoníaco-nitrógeno oxidado.

Tabla 61. POSIBLES PRODUCTOS DE OXIDACIÓN DEL AMONIACO CON CLORO

NOMBRE	FÓRMULA
Hidracina	N_2H_4
Hidroxilamina	NH_2OH
Nitrógeno	N_2
Oxido nitroso	N_2O
Oxido nítrico	NO
Nitrito	NO_2^-
Tetróxido de nitrógeno	N_2O_4
Nitrato	NO_3^-

La formación de cloramina y la oxidación de amoníaco con cloro se combinan para crear una curva única de dosis residual para la adición de cloro a soluciones que contienen amoníaco. A medida que la dosis de cloro aumenta, el residual de cloro al principio se eleva hasta un máximo, pero a medida que la dosis de cloro aumenta más, el cloro residual disminuye. La dosis de cloro que corresponde a este mínimo se llama dosis de punto de quiebre o ruptura (breakpoint). El análisis de la naturaleza del cloro residual presente antes del punto de quiebre revela que sí esta compuesto casi en su totalidad por cloraminas (conocidas como cloro residual combinado, para diferenciarlas del Cl_2 , OCl_2 y HOCl que se conocen como cloro residual libre).

A medida que la dosis de cloro es superior a la que se requiere para obtener el breakpoint, el aumento del cloro residual es aproximadamente igual al exceso. Si se examina la naturaleza del cloro residual después del punto de quiebre se encontrará que está formado principalmente por cloro libre con algo de cloro combinado. Las cloraminas son responsables de olores y sabores desagradables en el agua, y su la capacidad desinfectante es menor que la del cloro.

REACCIONES DEL CLORO CON SUSTANCIAS ORGÁNICAS. A las concentraciones que se utiliza en el tratamiento de aguas y desechos el cloro reacciona rápidamente con compuestos orgánicos. En algunas reacciones como las relativas a los compuestos orgánicos de nitrógeno y fenoles, el cloro sustituye un átomo de hidrógeno formando compuestos clorados. El cloro también se puede incorporar a una molécula por adición o bien puede reaccionar con un compuesto para oxidarlo sin clorarlo. Aunque se conoce algunos de los orgánicos clorados que se forman durante la cloración de aguas naturales y residuales, muchos otros permanecen sin identificar.

Reacciones con nitrógeno orgánico.

El cloro reacciona rápidamente con muchos compuestos orgánicos de nitrógeno lo mismo que con el amoníaco. La reacción de cloro con nitrógeno orgánico es importante porque ejerce una

demanda, o sea, requiere que se agregue más cloro para lograr un nivel de desinfección. No en todos los casos el cloro unido al nitrógeno pierde su capacidad de oxidar, pero generalmente no es un oxidante tan potente.

Reacciones con fenoles.

El cloro reemplaza al hidrógeno rápidamente en el fenol y en los compuestos que contienen el grupo fenólico. Como estos compuestos pueden estar presentes en los suministros de agua a causa de descargas industriales o debido al proceso natural de descomposición, y como varios de los fenoles clorados tienen un olor muy fuerte.

Formación de trihalometano.

Los trihalometanos tienen la fórmula general CHX_3 , donde X puede ser cloro, bromo o yodo. El CHCl_3 , cloroformo, es de particular interés porque se sospecha que es cancerígeno. Los efectos de las otras especies sobre la salud no se conocen. No todos los compuestos que tienen el grupo acetilo reaccionan con suficiente rapidez para representar un problema durante el tratamiento de aguas. Sin embargo, como en el agua natural y en las aguas residuales hay materia orgánica que contiene grupos funcionales factibles de ser atacados por el cloro para formar rápidamente cloroformo, su formación es de importancia durante el tratamiento de aguas. La fuente principal de estos grupos son las sustancias húmicas. Muchas aguas tratadas no sólo contienen cloroformo sino otros trihalometanos clorados y bromados como CHCl_2Br , CHClBr_2 y CHBr_3 . Estas especies bromadas se forman porque el cloro acuoso convierte el ion Br^- en el agua a HOBr . Los compuestos bromados reaccionan con la materia orgánica en la misma forma que el HOCl . Si también se encuentra presente el ion yodo en el agua, el HOCl lo oxida y el producto reacciona en forma similar al HOCl produciendo otras especies adicionales de trihalometanos.

VII.3 OBJETIVO DE LA CLORACIÓN. OTROS DESINFECTANTES

CLORO

Para propósitos de desinfección, el cloro debe aplicarse en dosis de manera que produzca un residuo de 0.5 mg L^{-1} en el efluente. En los casos que implican tratamiento primario del agua residual es suficiente una dosis de 20 mg L^{-1} basada en el flujo promedio de diseño. El efluente de lagunas puede requerir de 5 a 10 mg L^{-1} de cloro para una dosificación adecuada. La velocidad de alimentación puede calcularse usando la siguiente ecuación:

$$V = Q * C$$

donde: V = la velocidad de alimentación de cloro (kg d^{-1})
 Q = flujo promedio de agua residual ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)
 C = dosificación de cloro (kg m^{-3})

El cloro está disponible como líquido, gas cloro o en forma de compuestos clorados. El cloro líquido es el que normalmente se usa por su bajo costo. Existen otros compuestos clorados, incluyendo cal clorada, hipoclorito de sodio, hipoclorito de calcio y dióxido de cloro, los cuales son utilizados en circunstancias particulares. Los hipocloritos como hipoclorito de calcio, cal clorada e hipoclorito de sodio se usan en plantas pequeñas de tratamiento donde la sencillez y seguridad son más importantes que las consideraciones de costo. Los hipocloritos tienen la desventaja de deteriorarse con el tiempo y algunos son desagradables al manejarse, y es especialmente aplicable cuando hay retraso en obtener gas cloro o equipo de alimentación.

La cloración es el proceso de desinfección de aguas residuales más comúnmente usado, incluye la adición de cloro o hipoclorito al agua residual. Cuando se usa cloro, este se combina

con el agua para formar ácido hipocloroso y ácido clorhídrico. El ácido hipocloroso es el desinfectante primario en el agua residual. La demanda de cloro se determina mediante la diferencia entre el cloro suministrado y la concentración del cloro residual medido después de un tiempo de la aplicación del cloro, usualmente de 15 a 30 min. El tanque de contacto cuenta con mamparas para un buen mezclado y evitar cortos circuitos.

La cloración usada en desinfección tiene el objetivo de prevenir la proliferación de enfermedades y el control de crecimientos de algas y producción de olores. No se conoce el mecanismo exacto de su acción desinfectante, algunas teorías mencionan que el cloro ejerce una acción directa contra la célula bacteriana, destruyéndola. Otras teorías admiten que el cloro, debido a su carácter tóxico, inactiva a las enzimas de las cuales dependen los microorganismos para la utilización de sus alimentos, lo cual da por resultado que los organismos mueran por inanición. El cloro se agrega a las aguas negras por muy diversos motivos, entre los cuales se incluyen:

Desinfección.

La cloración tiene una fuerte capacidad de oxidación por lo que destruye o inhibe el crecimiento de bacterias y algas. Para lograr la desinfección se debe agregar el cloro necesario para satisfacer la demanda de cloro y dejar un cloro residual que destruya a las bacterias. La desinfección es un proceso continuo, el punto de aplicación del cloro debe localizarse donde pueda mezclarse con toda la corriente y se mantenga así durante un mínimo de 15 minutos.

Contra olores y colores.

Las sustancias que producen olor y color presentes en las aguas residuales se oxidan mediante el cloro. El cloro destruye las sustancias reductoras y disminuye la velocidad de descomposición. Puede aplicarse en cualquier lugar en que haya un problema de olor, el aplicar cloro en el influente del tanque de sedimentación primario se le conoce como precloración.

Protección de las estructuras de la planta.

La descomposición de las aguas negras puede producir ácido sulfhídrico. La acción corrosiva de este ácido daña y debilita las estructuras, lo que obliga a detener la planta para reparaciones.

Espesamiento de lodos.

El exceso de lodos activados o de los lodos propios de las aguas negras, pueden ser concentrados en tanques de retención o en espesadores, al agregar cloro, se impide que los lodos se vuelvan sépticos durante el período de retención.

Mejoras en la operación de la planta.

Se logra una mejor sedimentación y se obtienen lodos más espesos cuando se practica la precloración. Disminuye la sobrecarga causada por el abultamiento de los lodos activados. La adición de cloro en los tanques Imhoff ayuda al control de la espuma.

Disminución de la DBO.

El cloro produce una reducción de la DBO por la oxidación de los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales. Puede hacer que disminuya en un 15 a 35 % la DBO. Este procedimiento se usa sólo en casos de emergencia, ya que usar cloro para disminuir la DBO no resulta económico.

Oxidación de los iones metálicos.

Los iones metálicos que están presentes en el agua en forma reducida se oxidan con el cloro

Oxidación de los cianuros a productos inocuos.

Esto se lleva a cabo en un medio alcalino con valores de pH superiores a 8.5.

OZONIZACIÓN

El ozono puede ser usado como desinfectante del agua residual, después de que ésta se haya sometido a tratamiento. Como desinfectante (con dosis comunes de 3 a 10 mg/L), es un agente efectivo en la desactivación de bacterias, esporas de bacterianas y microorganismos vegetativos encontrados en el agua residual, pudiendo reducir la DBO₅ y la DQO. El tratamiento con ozono reduce el color y olor del agua residual.

El ozono es inestable y se descompone a oxígeno elemental en un período de tiempo relativamente corto (su vida media es de aproximadamente 20 minutos). No puede ser almacenado y debe ser producido en el sitio de aplicación usando aire u oxígeno como materia prima. La tasa de generación de ozono es función de los aparatos para el control del voltaje, frecuencia, flujo de gas y humedad. La inyección del ozono al flujo del agua residual puede ser llevada a cabo mediante el uso de aparatos de mezcla mecánicos, columnas de flujo a corriente o contracorriente, difusores porosos o inyectores jet. Por su rápida reacción requiere períodos de contacto relativamente cortos.

La ozonización se utiliza en el tratamiento de agua residual para reducir los contenidos orgánicos, bacterianos y virales eficientemente. Las ventajas de usar ozono son:

- Reduce y elimina eficazmente los complejos problemas de sabor, olor y color.
- Es un oxidante poderoso que oxida con rapidez las impurezas orgánicas.
- Requiere tiempos de contacto cortos.
- Iguala o supera los efectos germicidas del cloro en una amplia variedad de circunstancias, es efectivo contra los organismos que son resistentes al cloro (virus, etc.).
- Puesto que el ozono generalmente se produce a partir del aire, su suministro depende únicamente de una fuente de potencia.
- La potencia del ozono es independiente del pH o contenido de amonio.
- Los efluentes ozonizados no son tóxicos a la flora y fauna del agua. Además, el ozono no aumenta la concentración de sólidos disueltos en el efluente, como en el caso del cloro.
- En descomposición, el único material que queda como residuo es oxígeno disuelto.
- El olor del ozono en el aire es poco perceptible.
- No existe ninguna posibilidad de perjuicio para la salud resultante de una sobredosis.

Las desventajas de usar ozono son:

- No proporciona una acción residual duradera.
- El ozono no actúa como desinfectante debajo de una determinada concentración crítica, arriba de esa concentración se lleva a cabo una desinfección completa.
- La mezcla ozono-aire obtenida por la necesaria generación *in situ* es tan sólo ligeramente soluble en agua.
- Dado que el ozono se produce eléctricamente, no puede ser almacenado.
- El proceso es menos flexible que el de cloro en lo que respecta a los ajustes de la velocidad de flujo y de las variaciones de calidad del agua.
- Las aguas de elevado contenido en compuestos orgánicos y algas necesitan un tratamiento completo para satisfacer la demanda de ozono.
- El alto costo del capital y operación asociado con su producción.

En la República Mexicana donde la mayoría de los municipios son pequeños, el empleo del ozono para la desinfección está restringido por el alto costo de instalación y operación de la planta para producirlo. Por lo que se destina a plantas donde el tratamiento se hace con reactores del tipo secundario y terciario. Cuando existen facilidades para implantar este sistema, es recomendable su instalación puesto que en algunos casos también reduce el contenido de fierro y manganeso.

CALOR Y OTROS AGENTES FÍSICOS

Se sabe que las enfermedades transmitidas por el agua no se deben a bacterias formadoras de esporas o a otros organismos resistentes al calor, por lo que el agua puede desinfectarse sometiéndola a un tratamiento térmico. Aunque obstante el método no es práctico si se quiere aplicar a gran escala.

Los efectos físicos y biológicos de las ondas de frecuencia ultrasónicas han sido objeto de investigación desde 1926. En 1951 en los Estados Unidos se logró una esterilización completa de E. Coli en una suspensión acuosa a 38° C con una frecuencia de 400 000 Hz y una duración de sesenta minutos. Sin embargo la Academia de Economía Comunal de la antigua URSS puso en manifiesto que independientemente de sus importantes logros y efectos bactericidas, el método no es práctico ni económico, debido al gran consumo de energía que exige.

El método de radiación ultravioleta, involucra la exposición de una película de aguas de hasta 120 mm de espesor a una o varias lámparas de cuarzo, las cuales emiten una radiación ultravioleta germicida de una longitud de onda comprendida entre los 200 μm .

Algunas de las ventajas de usar la radiación ultravioleta como desinfectante son:

- No se introducen materias extrañas en el agua y su estado físico y químico no se altera.
- Los constituyentes que se encuentran en solución, no ejercen ningún efecto sobre la capacidad de desinfección.
- No se producen olores ni sabores.
- Es eficaz en períodos de contacto cortos.
- La sobre dosis no produce efectos perjudiciales.

Algunas de las desventajas de la desinfección con radiación ultravioleta son:

- Las esporas, los quistes y los virus son menos afectados que las bacterias vegetativas.
- Es necesario un acondicionamiento del agua, ya que las radiaciones son absorbidas por muchos constituyentes que se encuentran en el agua.
- La radiación no tiene capacidad de desinfección residual.
- Para garantizar una aplicación uniforme es necesario un mantenimiento frecuente de los equipos.

IONES METÁLICOS

Es conocido desde hace muchos siglos que el cobre es un bactericida débil y un gran alguicida. En concentraciones muy reducidas, otros metales, como el mercurio y la plata, también son muy eficaces en este aspecto.

Plata.

La plata puede aplicarse como sales en solución o por Adsorción de lechos filtrantes de arena revestida de plata, carbono, tejido u otros materiales revestidos de plata que liberan el metal.

Las concentraciones empleadas en el tratamiento del agua se encuentran comprendidas entre 0.025 y 0.075 ppm.

Ventajas del empleo de la plata como desinfectante:

- Concentraciones bajas son eficaces contra las bacterias vegetativas.
- Proporciona una acción bactericida residual intensa y de larga duración.
- La luz y las variaciones en la concentración de organismos no afectan su capacidad germicida.
- Inhibe el desarrollo de ciertas algas y hongos.
- Los desinfectantes empleados son insípidos, no tóxicos y de una fácil manipulación.

Los inconvenientes de su uso son:

- Es necesario un pretratamiento del agua, ya que la turbiedad, el color orgánico y otras materias coloidales en suspensión adsorben el ion de la plata.
- Ciertas especies biológicas son resistentes e incluso algunas pueden adaptarse a la acción del desinfectante.
- La acción germicida disminuye a bajas temperaturas y valores bajos de pH.
- Los fosfatos, cloruros, sulfuros y sulfatos impiden la actividad del desinfectante.
- La adsorción en las superficies de contacto reduce la concentración del desinfectante.
- Se requieren períodos de contacto relativamente largos.
- El tratamiento es costoso.

Álcalis y ácidos.

Las bacterias patógenas no sobreviven en aguas fuertemente alcalinas o ácidas. Aunque la aplicación de ciertos materiales para el control del pH, el ablandamiento con cal, etc., tienen un interés directo limitado, permiten una reducción parcial de algunos microorganismos en el agua, especialmente si los tiempos de contacto son largos.

Productos químicos tensoactivos.

Los detergentes catiónicos tienen un gran poder germicida, en los aniónicos es muy débil, y los neutros ocupan una posición intermedia.

Oxidantes químicos.

Los halógenos, tales como el bromo, yodo y cloro, son los de empleo más generalizado. Debido a que el cloro y algunos de sus compuestos son eficaces, se emplean casi universalmente como desinfectantes.

Bromo.

Es un halógeno que existe en forma de líquido a presión atmosférica que es más fácil de manejar que un gas comprimido. Es algo soluble en el agua, buen agente germicida y se han desarrollado ensayos eficaces para determinar las concentraciones residuales del mismo. Como en el caso del cloro, en presencia del amoníaco y de otros materiales nitrogenados trivalentes se obtienen formas amínicas y se registra un fenómeno de breakpoint similar. Se ha observado que el bromo y la monobromoamina tienen propiedades bactericidas casi iguales y especialmente análogas a las del cloro libre para concentraciones análogas a un pH comparable. Sin embargo, se limita su uso al tratamiento de aguas para piscinas e industriales.

Entre las ventajas observadas, figuran las siguientes:

- Algunas formas son más fáciles y menos peligrosas de manipular y almacenar que el cloro.
- La eficacia bactericida de las bromoaminas, formadas en las condiciones imperantes en las piscinas, es superior al de las cloraminas.
- Se observa una reducción evidente de la irritación ocular.
- Los olores no son molestos.

Yodo.

El yodo comercial es un sólido volátil que ejerce una acción corrosiva sobre los metales más corrientes y se sublima lentamente en condiciones atmosféricas normales. Desde a mediados de los años cincuenta, se han publicados numerosos trabajos sobre las propiedades germicidas de diversas formas de yodo, muy especialmente del ácido hipoyodoso y del yodo diatómico. Sin embargo, los posibles efectos tóxicos no se han explorado suficientemente para justificar el empleo en otras aplicaciones que no sea como desinfectantes de emergencia del agua potable.

Algunas ventajas del yodo como desinfectante son las siguientes:

- Su capacidad bactericida no está muy condicionada por el pH, a menos que se empleen temperaturas muy bajas.
- Los compuestos nitrogenados no ejercen efecto sobre su eficacia germicida.
- La actividad germicida del yodo depende menos del tiempo de contacto y de la temperatura, que el cloro.
- Es muy eficaz contra los organismos patógenos, empleando tiempos de contactos cortos y concentraciones relativamente bajas.
- Cuando se emplea en la desinfección de piscinas, son poco frecuentes las quejas de sabores, olores e irritaciones oculares, de oídos y de la piel.

Algunas desventajas del yodo como desinfectante son las siguientes:

- Para obtener un efecto bactericida comparable en condiciones similares a las del cloro, se necesitan concentraciones superiores.
- El color orgánico y otros materiales reductores afectan su actividad germicida.
- Es mucho más caro que el cloro.
- No se han establecido con precisión las condiciones germicidas de las diversas formas de yodo.

OPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DEL CLORO.

Cámara de contacto. Se debe usar una cámara de contacto para asegurar un período de contacto real de 15 minutos como mínimo, basado en el flujo máximo, anterior a la descarga del efluente. Es recomendable un período de 20 minutos para flujos promedios diarios. La cámara puede ser rectangular o circular. La adición de la solución de cloro minimiza los cortos circuitos, y debe hacerse por medio de un difusor. Para propiciar que haya un depósito mínimo de sólidos que pasen del tratamiento primario, la velocidad horizontal mínima que debe tener el flujo debe de ser de 2 a 5 m min⁻¹. Se deben tener instalaciones que permitan desaguar los tanques de contacto con objeto de limpiarlos.

Equipos para la alimentación de cloro. El gas cloro puede alimentarse directamente o en solución. La alimentación directa desde un cilindro a través de un aparato de control se limita a instalaciones pequeñas.

La alimentación de la solución consiste en disolver el gas cloro, en un caudal menor de agua y posteriormente alimentar este caudal a la cámara de contacto. Existen dos tipos de alimentación: el tipo alimentación-presión y el tipo alimentación-vacío. El clorador de tipo alimentación-presión consta de una válvula de control para reducir la presión del cilindro de cloro anterior al aparato medidor. El gas cloro se regula en el medidor y se alimenta a un inyector para mezclarse con agua antes de su aplicación. El clorador de tipo alimentación-vacío se prefiere en instalaciones medianas y grandes porque tiene más características de seguridad y pocos problemas mecánicos asociados. Utiliza una válvula de control de vacío operada por un flotador que se diseña para cortar el gas en caso de que falle el vacío.

La velocidad máxima del flujo de gases clorados es por lo menos 20 veces su velocidad mínima y por lo que se sobredimensionan con objeto de tener un factor de seguridad de 3 a 5 veces la dosis requerida de la aplicación específica. Los elementos medidores incluyen orificios que dan un rango de 6 a 1 en la velocidad de alimentación y rotámetros que dan un rango de 10 a 1. Los métodos para el control de la velocidad de aplicación del cloro incluyen:

1. Ajuste manual.
2. Control semi-automático, que pone en marcha al clorador y las bombas en conjunto.
3. Control por etapas en instalaciones de multibombas.
4. Control automático.

Tipos de equipo:

Cloradores para alimentación directa del gas seco. Se usan para aplicar cloro gaseoso seco. Se emplean donde no se dispone de agua a presión.

Cloradores para alimentación de solución de cloro. El cloro gaseoso se alimenta en solución, la cual se mezcla con un suministro auxiliar de agua. Deben preferirse cloradores de este tipo.

Cloradores de celda electrolítica. El cloro se genera en el punto de aplicación. Estos cloradores son para aplicaciones especiales. De muy poco valor práctico en las plantas de tratamiento.

Hipocloradores. Para flujos relativamente bajos, o para usarse intermitentemente, continuamente o en emergencias. Pueden ser accionados eléctricamente o por medio de los medidores de agua, así como por gravedad o desplazamiento.

TAMAÑO DE LA UNIDAD DE CLORACIÓN

Para instalaciones que alimentan hasta 100 kg día^{-1} , se recomienda un área mínima de 6 m^2 . Para instalaciones dobles que alimentan hasta 200 kg día^{-1} se recomienda un área mínima de 15 m^2 . Instalaciones que usan recipientes de 1000 kg deben disponer de 15 m^2 por cada clorador y 9 m^2 para cada recipiente. La altura del techo debe ser de 3 m para manejo manual de los recipientes y de 4 m para el manejo mecánico. Cuando existe la sospecha de fuga, se debe colocar una botella con solución de hidróxido de amonio debajo de la posible fuga. En ese momento se destapa la botella y en caso de fuga, se forma una nube de cloruro de amonio, la cual es completamente visible.

INTEGRACIÓN DE LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO.

CLORO

Criterios de diseño. Se requiere un tiempo de contacto de 15 a 30 min para flujos pico. Los tanques de contacto se deben diseñar con mamparas para evitar cortos circuitos. Se requiere una concentración de por lo menos 0.15 mg L^{-1} de cloro residual. A continuación se presentan las dosis típicas para la desinfección del agua residual.

Tabla 62 DOSIS TÍPICAS PARA LA DESINFECCIÓN DEL AGUA RESIDUAL

Efluente	Dosis (mg L^{-1})
Aguas crudas	6 – 25
Sedimentación primaria	5 – 20
Tratamiento de precipitación química	3 – 10
Filtros percoladores	3 – 10
Lodos activados	2 – 8
Filtros de lechos mixtos + lodos activados	1 – 5

Eficiencias del proceso. En el siguiente cuadro se presentan los coliformes remanentes después de un tiempo de contacto con cloro de 30 min, suponiendo un efluente primario con contenido de coliformes totales de 35,000,000 y un efluente secundario con contenidos de coliformes totales de 1,000,000. Los valores dados dependen de una buena mezcla, un régimen de flujo altamente turbulento seguido de un flujo de pistón en el esquema de contacto.

Tabla 63 COLIFORMES REMANENTES DESPUES DE 30 MINUTOS DE CONTACTO

CLORO RESIDUAL (mg/L)	COLIFORMES TOTALES REMANENTES ($\text{NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$)	
	EFLUENTE PRIMARIO	Efluente secundario
0.5 – 1.5	24,000 – 400,000	1,000 – 12,000
1.5 – 2.5	6,000 – 24,000	200 – 1,000
2.5 – 3.5	2,000 – 6,000	60 – 200
3.5 – 4.5	1,000 – 2,000	30 – 60

Los requerimientos de energía para la cloración se derivan principalmente del consumo de agua para eyectores al vacío y para evaporadores. Plantas con requerimientos de cloro mayores a 454 kg día^{-1} generalmente usan evaporadores eléctricos para la conversión de cloro líquido a gas. El calor requerido para la evaporación del cloro es de 61.4 cal g^{-1} a 15° C .

El proceso es extremadamente confiable, aunque puede causar la formación de hidrocarburos clorados, generalmente conocidos como componentes cancerígenos. La eficiencia de la cloración depende del pH y la temperatura del agua residual. El gas cloro es un material peligroso, oxida el amoníaco, ácido sulfhídrico y metales presentes en sus formas reducidas.

Tipos de control para cloradores. Manual: la velocidad de alimentación se regula a mano; es adecuado en aquellos puntos donde el flujo de aguas negras a tratar es constante o se regula. Semiautomático: la alimentación se inicia o suspende automáticamente por controles eléctricos

o hidráulicos. Automático: regulación por medio del regulador de gasto, con desplazamiento proporcional.

La selección del punto de cloración debe basarse en los siguientes criterios:

- Presión moderada en el punto de cloración.
- Variaciones mínimas de gastos.
- Se debe garantizar una dispersión rápida y una mezcla completa.
- Accesibilidad para inspeccionar el equipo de cloración.
- Mínimos daños causados por altas dosis de cloro residual.
- Disponibilidad de local adecuadamente calentado, abastecimiento de agua y almacén para cilindros.
- Energía eléctrica disponible, energía auxiliar.

Características importantes en la instalación:

- Los cloradores deben situarse cerca del punto de aplicación.
- Es preferible disponer de local separado para los cloradores.
- Espacio amplio para trabajar alrededor del equipo y espacio para almacenar refacciones.
- Abundante abastecimiento de agua a presión de cuando menos 1 kg cm^{-2} y tres veces la presión del reflujo en el punto de tratamiento.
- El agua debe ser suficientemente limpia para que no obstruya los filtros.
- La temperatura del clorador debe ser superior a los 10°C .
- La temperatura máxima de almacenamiento del cloro no debe ser mayor a 60°C .
- Ventilación continua es deseable para eliminar el cloro gaseoso que se escape, conviene disponer de ventilación forzada para eliminar el gas si se presenta una fuga considerable.
- Manejo y almacenamiento adecuado de los recipientes de cloro.
- Se requiere de medición y control adecuados de la dosificación de cloro.

La efectividad del cloro para eliminar bacterias esta dada por la ley de Chick.

$$\frac{dN}{dt} = -kN$$

donde: N = número de bacterias

t = tiempo

dN/dt = la velocidad de eliminación de bacterias

k = constante de velocidad de eliminación

Separando variables e integrando desde $t = 0$ hasta t, se obtiene:

$$\frac{N}{N_0} = e^{-kt}$$

donde: N_0 = número de bacterias al tiempo cero

N = número de bacterias al tiempo t

La constante k es función del pH, de la temperatura y de la concentración del cloro. La eficacia del cloro en la destrucción de distintos organismos corresponde a valores de k desde 0.24 a 6.3 min^{-1} para el 99% de eliminación. En la desinfección se utiliza una cámara de contacto continuo en la que se suponen condiciones de equilibrio y de mezcla completa. Si N_0 y N_t son el número

de bacterias en el afluente y efluente, Q y V son el caudal y el volumen del reactor, el balance de bacterias en condiciones de equilibrio es:

$$QN_o - QN_c + V \frac{dN}{dt} = 0$$

Aplicando la ley de Chick en esta ecuación, se llega a lo siguiente:

$$N_c = \frac{N_o}{(1 + kt)}$$

La ley de Chick es una representación ideal de la situación, sin embargo estas condiciones no existen debido a variaciones en la resistencia de las células, disminución en la concentración de cloro, etc. La velocidades de eliminación cambian con el tiempo, por lo que se puede modificar esta ley adicionando una constante m . Por lo que la ley de Chick puede escribirse como:

$$\frac{N}{N_o} = e^{-kt^m}$$

Si m es menor que 1, la velocidad disminuye con el tiempo, y si m es mayor a 1, aumenta.

Se ha observado que para una concentración de desinfectante dada, cuando mayor es el tiempo de contacto, es mayor la mortandad. Se ha comprobado que su efectividad está relacionada con su concentración. El efecto de la concentración es:

$$C^n t_p = \text{constante}$$

donde: C = concentración del desinfectante

n = constante

t_p = tiempo requerido para efectuar un porcentaje constante de mortandad

El aumento de temperatura da como resultado una mortandad más rápida. Cuanto mayor es la concentración de microorganismos, mayor es el tiempo de contacto requerido para alcanzar una mortandad dada. La relación empírica propuesta es:

$$C^q N_p = \text{constante}$$

donde: C = concentración del desinfectante

q = constante referida a la fuerza del desinfectante

N_p = concentración de organismos reducida en un porcentaje determinado en un tiempo dado.

Reducción al breakpoint. Cuando se añade cloro, las sustancias fácilmente oxidables (Fe^{++} , Mn^{++} , H_2S y la materia orgánica) reaccionan con el cloro reduciendo la mayor parte de él a ion cloruro (punto A). Tras satisfacer esta demanda inmediata, el cloro continúa reaccionando con el amoníaco para formar cloraminas (entre los puntos A y B). Entre el punto B y el breakpoint algunas cloraminas se convierten en tricloruro de nitrógeno, mientras las demás se oxidan a óxido nitroso y nitrógeno, reduciéndose el cloro a ion cloruro. Con la adición continua del cloro, todas las cloraminas se oxidan, la adición de cloro más allá del breakpoint da como resultado un aumento directamente proporcional del cloro libre. La razón de añadir cloro suficiente hasta obtener cloro residual libre, es que la desinfección se logra con toda seguridad.

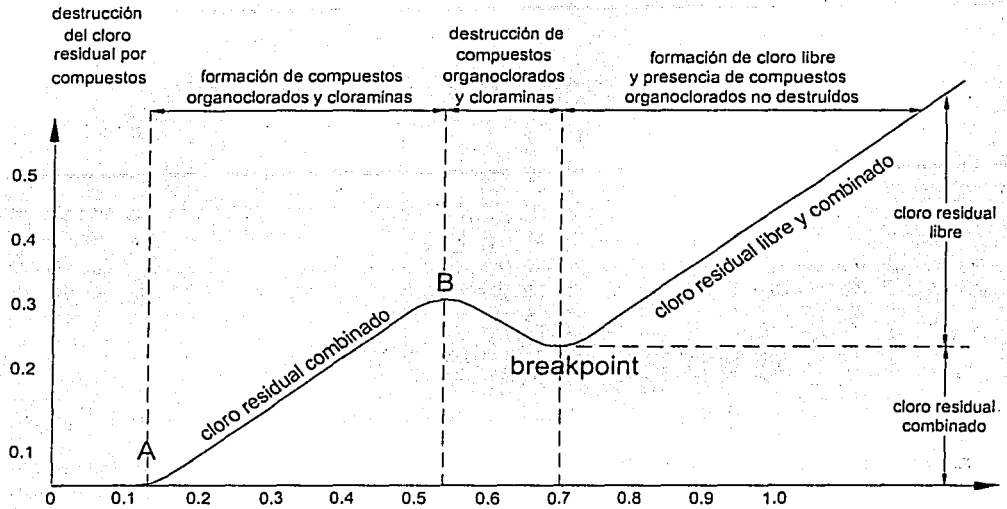


Figura 11 CURVA GENERALIZADA OBTENIDA DURANTE LA CLORACIÓN AL BREAKPOINT.

Tabla 64. DOSIS PARA DIVERSAS APLICACIONES DEL CLORO

APLICACIÓN	INTERVALO DE DOSIS (mg L ⁻¹)
Red de alcantarillado	
Control de corrosión (H ₂ S)	2 - 9 ^a
Control de olores	2 - 9 ^a
Control de crecimiento de película biológica	1 - 10
Tratamiento	
Reducción de la DBO	0.5 - 2 ^b
Control de espumas en digestores y tanques Imhoff	2 - 15
Oxidación del sobrenadante del digestor	20 - 140
Control de moscas en los filtros	0.1 - 0.5
Control de la inundación de los filtros	1 - 10
Eliminación de grasas	2 - 10
Control del abultamiento de los lodos	1 - 10

^a por mg L⁻¹ de H₂S

^b por mg L⁻¹ de DBO₅ eliminada

Tabla 65. Dosis típicas de cloro para la desinfección.

PROCEDENCIA DEL EFLUENTE	INTERVALO DE DOSIS (MG L-1)
Agua residual cruda (precloración)	6 - 25
Decantación primaria	5 - 20
Planta de precipitación química	2 - 6
Planta de filtros percoladores	3 - 15
Planta de lodos activados	2 - 8

Cuando se usa cloro para la desinfección del agua residual, los parámetros que pueden medirse, además de las variables ambientales pH y temperatura, son el número de organismos y el cloro residual. Numerosos ensayos han demostrado que cuando todos los parámetros físicos que controlan el proceso de cloración se mantienen constantes, la eficacia de la desinfección depende del cloro residual presente (R) y el tiempo de contacto (t). Se ha encontrado que aumentando cualquiera de las dos variables R o t y disminuyendo simultáneamente la otra, es posible que se lleve a cabo el mismo grado de la desinfección. Por lo que la eficacia de la desinfección puede expresarse en función del producto Rt . La reducción de organismos coliformes en un efluente de tratamiento primario clorado puede definirse como:

$$\frac{N_t}{N_o} = (1 + 0.23C_t t)^{-3}$$

donde: N_t = número de organismos coliformes en el tiempo t
 N_o = número de organismos coliformes en el tiempo t_o
 C_t = cloro residual total medido en el tiempo t (mg L^{-1})
 t = tiempo de residencia

Los factores más importantes a considerar en la proyección de las instalaciones de cloración son: método de adición de cloro y el mezclado, diseño del tanque de cloración, mantenimiento de la velocidad de transporte de sólidos, control de efluente y medida del NMP. El diseño del tanque de cloración debe incluir la adición de la solución del cloro a través de un difusor. El mezclado inicial puede conseguirse de forma adecuada de varias maneras los cuales se clasifican en hidráulicos y mecánicos.

Dada la importancia del tiempo de contacto debe tenerse cuidado con el diseño del tanque de cloración de modo que al menos un 80 a 90% del agua residual sea retenida en el tanque durante el tiempo de contacto especificado. Se puede conseguirse utilizando un tanque de laberinto de flujo en pistón o con una serie de tanques interconectados o con compartimentos. Se han construido tanques de cloración de flujo de pistón de laberinto para ahorrar superficie, sin embargo, se pueden desarrollar zonas muertas que reducen los tiempos de retención hidráulica. Diversos modelos de tanque se ilustran a continuación:

Tabla 66 CARACTERÍSTICAS DE LOS DIFERENTES MODELOS

	Esquema I	Esquema IA	Esquema IB	Esquema II	Esquema IIA
Caudal, $\text{m}^3 \text{seg}^{-1}$	3.61	3.61	3.61	3.61	3.61
Profundidad, m	4.33	4.33	4.33	4.33	4.33
Tiempo de contacto, min					
Mínimo	21.0	17.6	15.3	15.2	25
Media	29.2	26.4	23.9	20.5	31.1
Máximo	36.5	37.8	34.8	31.9	39.5

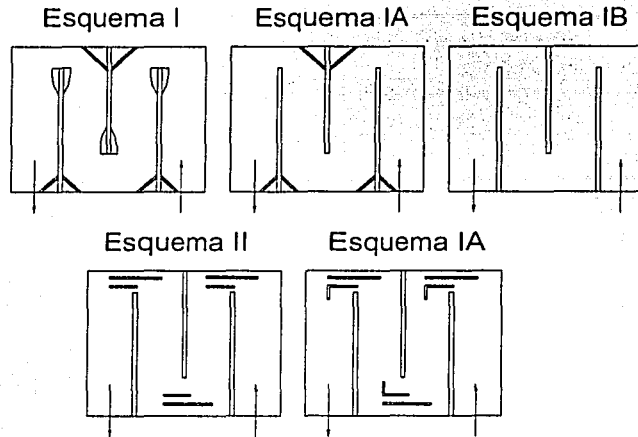


Figura 12 TIPOS DE TANQUE CLORADORES

OZONO

Criterios de diseño. Tiempo de contacto de 1 a 16 min. La dosis es de 5 a 10 mg L⁻¹.

Eficiencias del proceso. Los materiales orgánicos oxidables presentes en el agua residual consumen el ozono más rápido que la desinfección; por lo que la eficiencia de desinfección es inversamente proporcional a la calidad del efluente, pero es directamente proporcional a la dosis de ozono. Cuando se suministran cantidades suficientes de ozono, es mejor desinfectante más que el cloro. Los resultados reportados de desinfección por ozonación son los siguientes:

Tabla 67 RESULTADOS OBTENIDOS POR OZONACIÓN

INFLUENTE	DOSIS (MG L ⁻¹)	TIEMPO DE CONTACTO (MIN)	EFLUENTE
Efluente secundario	5.5 – 6.0	1	< 2 C. Fecales 100 mL ⁻¹
Efluente secundario	10	3	99% de inactivación de C. Fecales
Efluente secundario	1.75 – 3.5	13.5	< 200 C. Fecales 100mL ⁻¹
Agua potable	4	8	Esterilización de virus

Consumo de energía. El requerimiento de energía es de 750 kWh Mgal⁻¹ de agua residual tratada si el ozono es generado con aire y 550 kWh Mgal⁻¹ si es generado con oxígeno. Estos valores se estiman suponiendo que los requerimientos de energía para la producción de ozono

son de 7.5 kWh/lb de ozono cuando es generado con aire y 4.5 kWh lb⁻¹ cuando es generado con oxígeno.

Impacto ambiental. El ozono es un contaminante del medio ambiente que puede decolorar o matar la vegetación que entra en contacto con él. Es tóxico cuando se inhala en grandes cantidades. Es altamente confiable en la desactivación de microorganismos. La ozonación no es económicamente competitiva con la cloración bajo ciertas condiciones no restrictivas.

VIII. TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS

VIII.1 MÉTODOS DE TRATAMIENTO.

En los procesos de tratamiento de aguas residuales, se les retiran sólidos en suspensión en dos etapas del proceso. En el tratamiento primario se produce por fenómenos físicos una separación de parte de los sólidos debido a su densidad. En el tratamiento secundario parte de la materia orgánica ha sido metabolizada y transformada en biomasa; la floculación permite separar los flóculos de materia orgánica, materia viva y materia inorgánica en los decantadores secundarios. Así, la contaminación de las aguas queda contenida en los lodos extraídos en los decantadores primarios y secundarios.

Los lodos de las aguas residuales son una mezcla de agua y sólidos sedimentados. Por su origen reciben el nombre de primarios y secundarios, exceso de lodos activados o lodos químicos. Por su estado o tratamiento recibido pueden denominarse crudos o frescos, digeridos, elutriados, húmedos o secos; otras expresiones son lodos de tanque Imhoff o de tanque séptico.

Los lodos producidos en el tratamiento primario y el secundario deben disponerse en forma adecuada. Estos lodos no deben evacuarse sin un tratamiento previo, concordando con los objetivos de los procesos de tratamiento. Para proyectar las instalaciones del proceso de tratamiento debe conocerse la procedencia, cantidad y características del lodo a tratar.

El manejo y disposición apropiada de los lodos es un punto clave en el tratamiento de las aguas residuales. Se considera como tratamiento de lodos a aquellos métodos o procesos que se han empleado en una planta hasta la disposición final de los productos del proceso de tratamiento. Estos procesos incluyen:

Concentración. Para este proceso se disponen de varios métodos:

- Espesamiento.
- Flotación con productos químicos y aire.
- Centrifugación.

Estabilización. Para cumplir con este objetivo se puede utilizar.

- Digestión aerobia, con o sin la aplicación de calor.
- Digestión anaerobia, con o sin la aplicación de calor.
- Incineración.
- Oxidación húmeda.

Acondicionamiento. En este proceso se acondiciona con productos químicos.

Deshidratación. Se reduce el volumen mediante la eliminación de agua.

- Secado en lechos de arena, cubiertos o descubiertos.
- Elutriación.
- Filtración al vacío.
- Secado aplicando calor.
- Centrifugación.

Disposición final. El destino de los lodos y subproductos se pueden clasificar en:

- Abono de suelos.

- Venta de subproductos.
- Descarga a un vertedero.
- Espesamiento.
- Digestión con o sin calentamiento.
- Secado cubierto o descubierto.
- Acondicionamiento químico.
- Elutriación.
- Filtración con calor
- Incineración
- Oxidación húmeda.

CARACTERÍSTICAS DE LOS LODOS

Los lodos procedentes de la sedimentación primaria son de consistencia limosa y de color de marrón a gris, sépticos y generan mal olor con facilidad. Los lodos que proceden de la precipitación química son de color negro, su olor puede llegar a ser desagradable y su velocidad de descomposición es menor que la de los procedentes de la decantación primaria.

Los lodos que proceden del tratamiento secundario, en el caso de lodos activados, son de color marrón, relativamente ligeros y no suelen producir olor con tanta rapidez como los lodos primarios. Sin embargo, si se acercan a las condiciones sépticas, su color se oscurece y producen un olor tan fuerte como el lodo primario.

Los lodos procedentes de los lechos bacterianos son de color marrón y no producen olores molestos si son frescos. Se degradan a una velocidad menor que los anteriores, salvo en el caso que contengan organismos superiores, en tal caso pueden producir olores rápidamente. Las características de lodos producidos pueden resumirse en las siguientes tablas.

Tabla 68 COMPOSICIÓN DE LODOS URBANOS

COMPOSICIÓN	CARACTERÍSTICAS DEL LODO	
	Primario	LODOS ACTIVADOS
SS (g hab ⁻¹ d ⁻¹)	30 - 36	18 - 29
Contenido de agua (%)	92 - 96	97.5 - 98
SSV (% SS)	70 - 80	80 - 90
Grasas (% SS)	12 - 16	3 - 5
Proteínas (% SS)	4 - 14	20 - 30
Carbohidratos (% SS)	8 - 10	6 - 8
pH	5.5 - 6.5	6.5 - 7.5
Fósforo (% SS)	0.5 - 1.5	1.5 - 2.5
Nitrógeno (% SS)	2 - 5	1 - 6
Bacterias patógenas (NMP 100 mL ⁻¹)	10 ³ - 10 ⁵	100 - 1000
Organismos parásitos (NMP 100 mL ⁻¹)	8 - 12	1 - 3
Metales pesados (% SS)	0.2 - 2	0.2 - 2

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Tabla 69 CARACTERÍSTICAS DE LOS LODOS.

PROCESO DE TRATAMIENTO	DE LOS SÓLIDOS DEL LODO	DEL LODO	SÓLIDOS SECOS (kg 10 ⁻³ m ⁻³)	
			INTERVALO	VALOR TÍPICO
Sedimentación primaria	1.4	1.020	110-170	150
Lodo activado (en exceso)	1.25	1.005	70-100	85
Filtros percoladores (en exceso)	1.45	1.025	55-90	70
Aireación prolongada (en exceso)	1.30	1.015	80-120	100 ^a
Laguna aireada (en exceso)	1.30	1.010	80-120	100 ^a
Filtración	1.20	1.005	10-20	15

Los lodos se tratan para facilitar su disposición. Los diversos procesos tienen dos objetivos: disminuir el volumen del material que va a ser manejado por la eliminación de parte o de toda la porción líquida y descomponer la materia orgánica putrescible a compuestos orgánicos e inorgánicos, estables o inertes. A esto se llama digestión, con lo cual además disminuye el total de sólidos.

Los lodos obtenidos de un tanque de sedimentación simple, son sólidos sedimentables del agua residual cruda y se les llaman lodos crudos. Estos no han sufrido descomposición por lo que son inestables y putrescibles. En los lodos del tanque de sedimentación secundaria de un filtro percolador y los lodos en exceso del proceso de lodos activados, la materia orgánica está parcialmente descompuesta y se vuelven sépticos. Los lodos del proceso de precipitación química generan grandes volúmenes de lodo, difíciles de manejar por digestión, pues su descomposición es lenta en comparación con los lodos de otros procesos. Los lodos de los tanques sépticos e Imhoff sufren descomposición de los lodos dentro de la misma unidad.

La porción de sólidos y de agua en los lodos depende de su naturaleza, procedencia y de la frecuencia con que son removidos de los tanques. La concentración es importante por que el volumen ocupado es inversamente proporcional al contenido de sólidos, por lo que es conveniente manejar lodos lo más concentrados posible, para economizar espacio de almacenamiento en el digestor, alargar el período de digestión de los sólidos, y disminuir la capacidad de las bombas y la cantidad de calentamiento requerido en los digestores. Aunque los lodos fluyen por gravedad, es conveniente manejarlos utilizando bombas. Para la estimación de pérdidas de carga, se considera que las pérdidas por fricción son de 1.5 a 4 veces las pérdidas por fricción con respecto al agua. Las bombas de desplazamiento positivo o las centrífugas de impulsión intermitente son las más convenientes para el manejo de lodos.

PRETRATAMIENTO DE LOS LODOS

El acondicionamiento del lodo se realiza para mejorar sus características de deshidratación. Los dos métodos más utilizados, el tratamiento térmico y la elutriación, suponen la adición de productos químicos. También se han investigado la congelación y la irradiación.

Coagulación química.

La adición de coagulantes químicos facilita la coalescencia de las partículas de los lodos y mejora su filtración. Puede ir precedido de un lavado del lodo, operación que se conoce como elutriación. El acondicionamiento por medios químicos prepara a los lodos para un mejor y más económico tratamiento, se emplean productos químicos muy variados como el alumbre, el sulfato ferroso, el cloruro férrico con o sin cal, la cal, polímeros orgánicos y otros más.

Elutriación.

La elutriación (también llamada levigación o lixiviación) es un proceso en el cual se mezcla un líquido o mezcla de sólidos con otro líquido con el objeto de transferir ciertos componentes. En el tratamiento de lodos significa extraer de los lodos, por medio de agua limpia o residual tratada, ciertos componentes solubles orgánicos e inorgánicos que consumen grandes cantidades de productos químicos. Por lo que es un pretratamiento antes del acondicionamiento químico. La operación usual de elutriación consiste en dos etapas:

1. Mezclado del sólido o de la mezcla sólido-líquido de lavado.
2. Separación del líquido de lavado.

Se mezclan los lodos con agua o con efluente de la planta durante un tiempo menor de 20 s por medio de agitación mecánica o por aire difuso, entonces se deja sedimentar y el sobrenadante se regresa al proceso de tratamiento de aguas residuales. El proceso se lleva a cabo en tanques similares a los de sedimentación, en los que los lodos y el agua de lavado entran por extremos opuestos. La tubería y los canales están dispuestos en tal forma que el agua de lavado que entra al segundo tanque ya se ha puesto en contacto con los lodos que han sido lavados en el primer tanque con aguas de lavado del segundo tanque. La cantidad de agua que se requiere es el doble o triple del volumen de lodos que se están elutriando. Presenta las siguientes ventajas:

- Disminución del 65 al 80% de los reactivos necesarios para el acondicionamiento.
- Menor contenido de cenizas en la torta del filtro
- Requiere poca o nada de cal como producto acondicionador

Sin embargo, el costo de la operación de lavado del lodo es mayor que el ahorro en productos químicos. Este lavado suele ser en contracorriente y en etapas múltiples. El lodo se bombea de una etapa a otra en contracorriente con el agua de lavado.

Tratamiento térmico.

Consiste en calentar el lodo bajo presión durante cortos períodos de tiempo. El tratamiento térmico da como resultado la coagulación de los sólidos, rotura de la estructura del gel y una reducción de la afinidad por el agua por parte de los sólidos del lodo. Como consecuencia el lodo es esterilizado, desodorizado, fácilmente deshidratable en filtros de vacío o filtros prensa sin adición de productos químicos. Este proceso se aplica a los lodos biológicos, que son difíciles de estabilizar o acondicionar por otros medios. Los altos costos de inversión del equipo limitan su uso a grandes plantas o instalaciones con espacio reducido.

Un inconveniente de este tratamiento es la elevada concentración del sobrenadante y del filtrado. El líquido recirculado se compone mayormente de ácidos orgánicos. Los azúcares, polisacáridos, aminoácidos, amoníaco, representan menos del 1% del caudal de agua residual total. Se ha comprobado que la DBO recirculada puede constituir el 30 al 50% de la carga entrante al sistema, y que contiene una elevada proporción de materia no biodegradable. Como resultado, puede necesitarse un tratamiento independiente del caudal recirculado.

Los lodos que contienen altas concentraciones de cloro (más de 500 ppm) precisan el uso de metales especiales (titanio) para la operación de la unidad de tratamiento térmico, lo cual significa un aumento del costo de inversión del proceso. Los lodos con alta dureza pueden conducir a la formación de incrustaciones en los intercambiadores del reactor, lo cual aumenta los costos de mantenimiento. El sistema de tratamiento térmico y el equipo de deshidratación subsiguiente requieren instalaciones de control de olores.

Concentración.

Es un procedimiento utilizado para incrementar el contenido de sólidos del lodo por eliminación de una parte de la fracción líquida. Difiere de los otros procesos por la concentración de sólidos que alcanza, de tal forma que pueden ser bombeados, en otros procesos, el lodo alcanza un espesamiento que ya no le permite ser bombeado. La concentración se consigue por medios físicos. La reducción obtenida es benéfica para los procesos subsiguientes, tales como la digestión, deshidratación, secado y combustión. La concentración es el primer paso en los procesos de tratamiento de lodos, puede conseguirse por gravedad, flotación o centrifugación. Las ventajas de la concentración son:

- Cantidad de productos químicos necesarios para el acondicionamiento
- Mejora el funcionamiento del digestor y reduce las inversiones
- Reduce el volumen de los lodos antes de su disposición final

Espesamiento.

Es el método más simple para el espesamiento de lodos, y el grado de espesamiento se determina por el tiempo de permanencia del lodo en la tolva. Los lodos espesados no deben tener una concentración superior al 10% para facilitar su manejo en procesos posteriores. Se realiza en un tanque similar al de sedimentación convencional. El tanque espesador está equipado con paletas verticales de movimiento lento. Los lodos se bombean continuamente del tanque de sedimentación al espesador, el cual tiene una baja velocidad de derrame, de manera que el exceso de aguas se derrama y los sólidos de los lodos se concentran en el fondo. El lodo espesado es bombeado a los digestores o al equipo de deshidratación, por lo que debe preverse un volumen de almacenamiento. Se proyectan con la carga de superficie hidráulica y la carga de sólidos. La sedimentación en los espesadores se lleva a cabo en condiciones de sedimentación zonal.

El problema fundamental consiste en la determinación del área de la sección. EDDE y ECKENFELDER desarrollaron una correlación para el diseño de espesadores.

$$\frac{X_U}{X_o} - 1 = \frac{K}{(G_T)^n} = \frac{K}{\left(\frac{1}{AU}\right)^n}$$

En la que X_o y X_U representan la concentración de sólidos en suspensión en el efluente y la purga (mg L^{-1}), G_T es la carga superficial ($\text{kg sólidos m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), los parámetros n y K deben determinarse a partir de ensayos en plantas piloto. El término AU (área unitaria), es la inversa de la carga superficial.

Tabla 70. CONCENTRACIONES TÍPICAS DE LOS LODOS ESPESADOS Y SIN ESPESAR Y LA CARGA DE LOS SÓLIDOS PARA ESPESADORES POR GRAVEDAD.

TIPO DE LODO	CONCENTRACIÓN DEL LODO (%)		CARGA DE SÓLIDOS PARA ESPESADORES POR GRAVEDAD (Kg m ⁻² d ⁻¹)
	Sin espesar	ESPESADO	
Por separado.			
Lodo primario	2.5 - 5.5	8 - 10	100 - 150
Lodo de filtro percolador	4 - 7	7 - 9	40 - 50
Lodo activado	0.5 - 1.2	2.5 - 3.3	20 - 40
Lodo de oxígeno puro	0.8 - 3.0	2.5 - 9	25 - 50
Conjuntamente			
Lodo primario y de filtro percolador	3 - 6	7 - 9	60 - 10
Lodo primario y de aireación modificada	3 - 4	8.3 - 11.6	60 - 10
Lodo primario y de activación por aire	2.6 - 4.8	4.6 - 9.0	40 - 80

Concentración por flotación por aire disuelto.

En la flotación por aire disuelto, el aire se disuelve en el agua manteniendo la solución a una presión elevada. Cuando se despresuriza la solución, el aire disuelto se libera en forma de burbujas finamente divididas que arrastran al lodo hasta la parte superior, donde es extraído. Con estos espesadores pueden usarse cargas mayores que las permisibles en los espesadores por gravedad. Para efectos de proyecto, deben usarse las cargas mínimas.

Tabla 71. CARGA DE SÓLIDOS PARA UNIDADES DE FLOTACIÓN POR AIRE DISUELTO.

TIPO DE LODO	CARGA (Kg m ⁻² d ⁻¹)
Lodo activado por aire (licor mezcla)	25 - 75
Lodo activado por aire (sedimentado)	50 - 10
Lodo activado por oxígeno puro (sedimentado)	60 - 150
50% primario y 50% activado (sedimentado)	100 - 200
Solo primario	260

Concentración por centrifugación.

Las centrifugas se utilizan tanto para espesar como para deshidratar lodos, su aplicación en el espesado se limita al exceso de lodos activados. El espesado por centrifugación supone la sedimentación de las partículas del lodo bajo la influencia de las fuerzas centrífugas. Hay tres tipos de centrifugas disponibles para el espesado: centrifugas de disco, de camisa maciza y de cesta. El rendimiento de una centrifuga se mide en términos del porcentaje de captura, el cual se define:

$$\text{porcentaje de captura} = \left[1 - \frac{C_r(C_c - C_s)}{C_s(C_c - C_r)} \right] 100$$

donde: C_r = concentración de sólidos en el agua residual resultante del proceso, (mg L⁻¹ ó %)

C_c = concentración de sólidos en la torta, (mg L⁻¹ ó %)

C_s = concentración de sólidos en el lodo de alimentación, (mg L⁻¹ ó %)

Las principales variables del funcionamiento son:

- Características del lodo.
- Velocidad de giro.
- Carga hidráulica.
- Uso de polielectrólitos para aumentar el rendimiento.

ESTABILIZACIÓN

Digestión.

El propósito de la digestión de lodos es estabilizar el lodo crudo mediante la descomposición de la materia orgánica putrescible, transformándola en compuestos orgánicos e inorgánicos inertes. La digestión es un fenómeno bioquímico que reduce la cantidad de sólidos orgánicos y volátiles en el lodo, así como su volumen y olor. La digestión puede ser aerobia o anaerobia, siendo esta última la más utilizada.

Digestión aerobia.

Es un proceso en el cual se produce una aireación, por un período significativo de tiempo. El objetivo principal de la digestión aerobia es reducir el total de los lodos a evacuar posteriormente. Cuando la cantidad de lodo a digerir es pequeña se utiliza digestión en discontinuo, seguida de la descarga intermitente del lodo digerido. En el caso de digestión aerobia, los tiempos de retención son menores que en los procesos anaerobios, lo que significa menores inversiones en el digester. Los costos de energía para aireación son un factor importante en plantas grandes. Los digestores aerobios han sido utilizados en pequeñas plantas, las ventajas que se atribuyen a la digestión aerobia sobre la anaerobia son:

- Reducción de sólidos volátiles aproximadamente igual a la obtenida por la vía anaerobia
- Menor concentración de DBO en el líquido sobrenadante
- Formación de un producto final inodoro
- Producción de un lodo con excelentes características de deshidratación
- Recuperación de los valores fertilizantes básicos del lodo
- Menores problemas de funcionamiento
- Menor inversión de capital

El principal inconveniente del proceso de digestión aerobia es el elevado costo de energía asociado al suministro de oxígeno, además de no recuperar un subproducto útil como el metano. La digestión aerobia es similar al proceso de lodos activados.

Tabla 72. CRITERIOS DE DISEÑO PARA DIGESTORES AEROBIOS.

PARÁMETRO	VALOR
Tiempo de detención hidráulica (día a 20° C) ^a	
Lodo activado en exceso únicamente	10 - 15
Lodo activado sin sedimentación primaria	16 - 18
Lodo primario + activado o de filtro percolador ^b	18 - 22
Carga de sólidos, (Kg sólidos volátiles m ⁻³ d ⁻¹)	0.32 - 6.41
Necesidad de oxígeno destruido (Kg Kg ⁻¹ destruido)	
Tejido celular ^c	2.0
DBO ₅ en el lodo primario	1.6 - 1.9
Necesidades energéticas para el mezclado	
Aireadores mecánicos (KW 10 ⁻³ m ⁻³)	20 - 40
Mezclado con aire (m ³ 10 ⁻³ m ⁻³ min ⁻¹)	20 - 40
Nivel de oxígeno disuelto en el líquido (mg L ⁻¹)	1 - 2

^a los tiempos indicados deben aumentarse para temperaturas por debajo de 20° C. Si los lodos no pueden ser extraídos durante ciertos períodos, debe preverse una capacidad adicional de almacenamiento.

^b se utilizan tiempos similares para los primarios únicamente.

^c el amoníaco producido durante la oxidación carbonosa se oxida a nitrato.

Digestión anaerobia.

La gran mayoría de los procesos de digestión de lodos son anaerobios, aunque la digestión aerobia está popularizándose, especialmente para pequeñas unidades. Se prefiere la digestión anaerobia debido a que reduce el volumen de los lodos del 55 al 75% de los sólidos volátiles y reduce el contenido de bacterias coliformes. Los digestores de lodos anaerobios son de dos tipos: Digestores de una etapa y Digestores de dos etapas.

En los digestores de una etapa, los lodos crudos se introducen en la zona donde hay digestión activa y se está produciendo gas. El gas al elevarse arrastra partículas de lodo y otras materias formando un sobrenadante que se separa del digestor. El lodo digerido se extrae por el fondo del tanque. El tiempo de residencia es de 30 a 60 días. Este proceso no se recomienda para plantas de digestión de lodos con capacidad superior a 4 000 m³ d⁻¹.

En los digestores de dos etapas se consigue una mejor utilización volumétrica. La primera etapa se usa para digestión, la segunda sirve como separador sólido-líquido y permite recoger el gas. El tiempo de retención para la primer etapa es de 10 a 15 días. Solo se calienta la primer etapa, y su mezcla se hace por medios mecánicos o por recirculación de gas.

Los digestores anaerobios requieren mayores inversiones que los aerobios en cuanto al volumen del reactor, debido a los mayores tiempos de retención. Hay ahorro en costos de inversión debido a la ausencia de equipos de aireación, así como por consumo energético. La operación de los digestores anaerobios es más difícil ya que el proceso es más sensible a las cargas de choque. El líquido sobrenadante de los digestores anaerobios es más rico en nutrientes y compuestos orgánicos, la recirculación de este sobrenadante es una desventaja para este proceso.

La mayor parte del agua de los lodos es agua embebida que no se separa de los sólidos. Los organismos vivos rompen la compleja estructura molecular de los sólidos liberando el agua, estos microorganismos atacan en primer lugar a los sólidos solubles o disueltos, de estas reacciones se forman ácidos orgánicos y gases, lo cual provoca que el pH disminuya. Esto se conoce como etapa de fermentación ácida. Enseguida viene la segunda etapa que se conoce como período de digestión ácida, durante el cual los ácidos orgánicos y los compuestos nitrogenados son atacados, el pH aumenta. En la tercera etapa, período de digestión intensa, estabilización y gasificación, son atacados los materiales nitrogenados más resistentes, el valor

del pH aumenta y se producen grandes volúmenes de gases, el 65% o más es metano, que puede usarse como combustible. Los sólidos que aún quedan son relativamente estables o lentamente putrescibles.

Si se agregan demasiados lodos a un digestor, predomina la primera etapa a tal grado que el medio se vuelve desfavorable para que se lleve a cabo la segunda y tercera etapa. Los organismos de un digestor son más eficientes cuando se les suministra su alimentación en pequeños volúmenes a intervalos frecuentes. Se logran resultados más rápidos poniendo al iniciar la operación lodos digeridos; de esta manera se pueden iniciar todas las etapas de la digestión casi simultáneamente. Una vez normalizada la operación, la adición y mezcla de sólidos frescos al digestor mejora la velocidad de digestión. Esta mezcla sirve para que:

- Los sólidos frescos que entran se mezclan con los lodos en digestión activa
- Se evita la formación de espuma
- Mejora la transmisión de calor

Hay varios métodos para mejorar el mezclado, entre los cuales pueden mencionarse:

- Agitación con paletas rotatorias y brazos rompeespumas
- Circulación forzada de los lodos y/o el sobrenadante, por medio de bombas o tiros forzados con impulsores
- Descarga de los gases de los lodos, comprimidos por medio de difusores en el fondo del tanque de digestión

El mezclado debe ser continuo o intermitente. El mezclado intermitente permite la separación y eliminación del sobrenadante en un solo digestor. Con el mezclado continuo, la digestión ocurre más rápidamente en todo el tanque; se requiere un segundo tanque de digestión o almacenamiento, al cual pueden trasladarse los sólidos en digestión para dejar sitio a los lodos frescos en el primer tanque y hacer posible la separación y remoción del sobrenadante en el segundo tanque. Como la digestión es efectuada por organismos vivos, conviene proporcionarles un medio ambiente favorable. Los factores ambientales que intervienen son humedad, temperatura, alimentación adecuada y alcalinidad.

La humedad es adecuada en los lodos de las aguas residuales, la temperatura afecta el tiempo de digestión, a 12° C, se completa el 90% de la digestión en 55 días, mientras que a 35° C el tiempo es de 24 días. No todas las plantas tienen los recursos para calentar los lodos para la digestión. Generalmente sólo se calientan los tanques que sirven para la digestión. Una razón importante para usar el calentamiento es el costo que representa el construir un lugar de almacenamiento para conservar los lodos durante períodos largos. Otra razón para calentar los digestores es que la producción de gases es más rápida a temperaturas altas.

En los digestores con calentamiento, debe suministrarse el calor suficiente para calentar los lodos, buscando la uniformidad; se debe evitar la pérdida de calor por las paredes, tapas y fondo del tanque. Se usan diversos métodos para suministrar calor, los cuales son:

- Circulación de agua caliente a través de serpentines fijados a las paredes del tanque
- Circulación de lodos mezclados del tanque de digestión por un cambiador de calor fuera del tanque
- Combustión de los gases de los lodos en un calentador sumergido
- Inyección de vapor en el fondo del tanque
- Introducción de agua caliente o vapor a los lodos crudos, antes de que entren al tanque

De los métodos anteriores, el primero es el que se usa con más frecuencia en las plantas más antiguas, pero el segundo está siendo cada vez más usado en las nuevas instalaciones.

El progreso de la digestión puede medirse por la destrucción de la materia orgánica o por el volumen y composición de los gases que se producen. Normalmente se utilizan métodos empíricos para el dimensionamiento de los digestores anaerobios, entre los cuales se encuentran:

Método de tiempo de residencia celular medio. Este procedimiento incluye el uso de valores de edad del lodo recomendados. La edad del lodo es numéricamente igual al tiempo de residencia hidráulico, por lo tanto el volumen del digestor anaerobio se calcula según:

$$V = Q_t = Q\theta_c$$

Los valores recomendados para la edad del lodo (θ_c), así como su valor mínimo (θ_c^m) se resumen en el siguiente cuadro, y son en función de la temperatura.

Tabla 73. VALORES RECOMENDADOS DE EDAD DE LODO PARA DIGESTORES ANAEROBIOS.

TEMPERATURA (° C)	θ_c^m (días)	θ_c (días)
18	11	28
24	8	20
29	6	14
35	4	10
40	4	10

Método de factores de carga. Es uno de los métodos más comunes utilizados para dimensionar los digestores. Aunque son varios los factores propuestos, los dos cuyo uso parecen estar más extendido se basan en:

- Kg de sólidos volátiles añadidos por día y por m³ de capacidad del digestor
- Kg de sólidos volátiles añadidos por día y por Kg de sólidos volátiles en el digestor

El efecto de la concentración del lodo y del tiempo de detención hidráulica sobre el factor de carga de sólidos volátiles se indica en la siguiente tabla.

Tabla 74. EFECTOS DE LA CONCENTRACIÓN DEL LODO Y DEL TIEMPO DE DETENCIÓN HIDRÁULICA SOBRE LA CARGA DE SÓLIDOS VOLÁTILES ^a.

CONCENTRACIÓN DEL LODO %	CARGA DE SÓLIDOS VOLÁTILES (Kg m ⁻³ d ⁻¹)			
	10 días	12 días	15 días	20 días
4	3.06	2.55	2.04	1.53
5	3.83	3.19	2.55	1.91
6	4.59	3.83	3.06	2.30
7	5.36	4.46	3.57	2.68
8	6.12	5.10	4.08	3.06
9	6.89	5.74	4.59	3.44
10	7.65	6.38	5.10	3.83

^a basado en el 75% del contenido volátil y en un peso específico del lodo de 1.02 kg m⁻³.

Método de reducción de volumen. Basado en una relación empírica entre el volumen del digestor, los volúmenes de alimentación fresca y digerida de lodos y el tiempo de digestión. A

medida que se desarrolla la digestión si se retira la capa del sobrenadante y se retorna a la entrada de la planta de tratamiento, el volumen del lodo restante decrece, casi exponencialmente. Este volumen puede calcularse utilizando la siguiente ecuación:

$$V = \left[V_f - \frac{2}{3}(V_f - V_d) \right] t$$

- donde: V = volumen del digestor (m^3)
 V_f = volumen diario del lodo crudo añadido ($m^3 d^{-1}$)
 V_d = volumen diario del lodo digerido extraído ($m^3 d^{-1}$)
 t = tiempo de digestión (d)

Método basado en poblaciones. Este método es aplicable a los lodos de aguas residuales domésticas, requiere la suposición de volúmenes específicos de digestor por habitante. Tomando como base un contenido de 120 gr de sólidos suspendidos en el agua residual por habitante, el volumen del digestor necesario en m^3 por habitante se indica en la tabla. Estos volúmenes son para tanque calentados, para tanque sin calentar deben aumentarse las capacidades en función de las condiciones climatológicas locales y del volumen requerido para el almacenamiento. Las capacidades deben aumentarse en un 60% en aquellos municipios en que la mayoría de las viviendas utilicen trituradores de basura y deben aumentarse sobre una base de población equivalente para prever el efecto de los residuos industriales.

Tabla 75. CAPACIDADES NECESARIAS DEL TANQUE DE DIGESTIÓN.

TIPO DE PLANTA	LODO HÚMEDO			VOLUMEN REQUERIDO	
	SÓLIDOS SECOS gr hab ⁻¹ d ⁻¹	Sólidos %	$m^3 10^{-3}$ hab ⁻¹	RETENCIÓN DE 35 - 45 d $m^3 10^{-3}$ hab ⁻¹	ESTÁNDAR $m^3 10^{-3}$ hab ⁻¹
Primario	72	5	1.44	50 - 65	56 - 85
Primario y de filtro percolador	108	4	2.70	95 - 122	113 - 142
Primario y activado	114	3	3.80	133 - 171	113 - 170

Hay diferentes tipos de unidades que se usan para la digestión de los lodos que se diferencian en su construcción y operación, se pueden clasificar en:

- Unidades de digestión que forman parte del tanque de sedimentación
- Tanques separados que se usan exclusivamente para digestión. Estos pueden dividirse en:
 - Cubiertos o descubiertos. En los descubiertos, los gases escapan a la atmósfera; en los cubiertos, el gas se recoge y sirve como combustible, los hay fijos y flotantes.
 - Con o sin calentamiento.
 - Con o sin agitación o dispositivos para el mezclado.

Para calcular el volumen de metano producido, se utiliza la siguiente ecuación.

$$V_{CH_4} = (0.35 m^3 / kg) \left\{ [EQSo(10^3 g / kg)^{-1}] - 1.42 P_x \right\}$$

donde: V_{CH_4} = volumen de metano producido ($m^3 d^{-1}$)
 0.35 = factor de conversión teórico para la cantidad de metano producido a partir de la conversión de 1 kg de DBO_L
 E = eficiencia de utilización del residuo, varía entre 0.6 y 0.9 en condiciones de funcionamiento satisfactorias.
 Q = caudal ($m^3 d^{-1}$).
 S_o = DBO_L del afluente ($g m^{-3}$)
 1.42 = factor de conversión del tejido celular a DBO_L
 Px = masa neta del tejido celular producido diariamente ($Kg d^{-1}$)

Del mismo modo es posible estimar el crecimiento de la masa anaerobia a partir de valores típicos del coeficiente de producción (Y), y de la constante de descomposición microbiana (k_d).

$$P_x = \frac{YQ(ES_o) \times (10^3 g/kg)^{-1}}{1 + k_d \theta_c}$$

donde: Px = masa neta de tejido celular producido ($kg d^{-1}$)
 Y = coeficiente de producción ($mg mg^{-1}$ ó $gr gr^{-1}$)
 Q = caudal ($m^3 d^{-1}$)
 E = eficiencia de estabilización del residuo
 S_o = DBO última del efluente ($gr m^{-3}$)
 k_d = coeficiente endógeno (d^{-1})
 θ_c = tiempo medio de detención celular (d^{-1})

Los valores de estos parámetros para distintos tipos de residuos se muestran a continuación.

Tabla 76 VALORES DE ESTOS PARÁMETROS PARA DISTINTOS TIPOS DE RESIDUOS

SUBSTRATO	Y ($Kg Kg^{-1}$)	k_d (d^{-1})
Ácidos grasos	0.054	0.038
Hidratos de carbono	0.240	0.33
Proteínas	0.076	0.014

La producción de gas metano depende del grado de mezclado, la temperatura y otras variables. Un digestor bien operado produce de 0.4 a 0.5 m^3 de gas por Kg de sólidos volátiles.

Calefacción. La necesidad de calor de los digestores consiste en la cantidad necesaria para:

- Que los lodos entrantes alcancen la temperatura del tanque de digestión
- Compensar las pérdidas de calor que se producen a través de las paredes, solera y cubierta de digestor.
- Suplir las pérdidas que se producen entre la fuente de calor y el tanque.

Las pérdidas de calor a través de las paredes laterales, cubiertas y solera del digestor se calculan utilizando la siguiente expresión:

$$q = UA\Delta T$$

donde: q = pérdida de calor (W)
 U = coeficiente global de transmisión de calor ($W m^{-2} ^\circ C^{-1}$)
 A = área de la sección transversal donde se produce la pérdida de calor (m^2)
 ΔT = caída de temperatura a través de la superficie en cuestión ($^\circ C$)

Los tanques de digestión usualmente son de forma cilíndrica con el fondo de cono invertido, la pendiente del fondo varía de 1:2 (vertical: horizontal), en los tanques sin dispositivos mecánicos para la remoción de lodos, y de 1:12 en donde se utilizan dispositivos mecánicos. La altura de los tanques rara vez es menor de 6 m ni mayor de 14 m.

Tabla 77. COMPOSICIÓN TÍPICA DEL LODO CRUDO Y DIGERIDO.

CARACTERÍSTICAS	LODO PRIMARIO CRUDO		LODO DIGERIDO	
	INTERVALO	VALOR TÍPICO	INTERVALO	VALOR TÍPICO
Sólidos secos totales (% ST)	2.0 - 8.0	5.0	6.0 - 12.0	10.0
Sólidos volátiles (% ST)	60 - 80	65	30 - 60	40.0
Grasas y aceites (% ST)	6.0 - 30.0	---	5.0 - 20.0	---
Proteínas (% ST)	20-30	25	15-20	18
Nitrógeno (N, % ST)	1.5-6.0	4.0	1.6-6.0	4.0
Fósforo (P ₂ O ₅ , % ST)	0.8-3.0	2.0	1.5-4.0	2.5
Potasio (K ₂ O, % ST)	0-1.0	0.4	0-3.0	1.0
Celulosa (% ST)	8.0-15.0	10.0	8.0-15.0	10.0
Hierro (no como sulfuro)	2.0-4.0	2.5	3.0-8.0	4.0
Sílice (SiO ₂ , % ST)	15.0-20.0	---	10.0-20.0	---
pH	5.0-8.0	6.0	6.5-7.5	7.0
Alcalinidad (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)	500-1500	600	2500-3500	3000
Ácidos orgánicos (mg L ⁻¹)	200-2000	500	100-600	200
Poder calórico (MJ Kg ⁻¹)	14-23	16.5 ^a	6-14	9.0 ^b

^a basado en el 65% de materia volátil

^b basado en el 40% de materia volátil

ACONDICIONAMIENTO QUÍMICO

El uso de productos químicos para acondicionar el lodo para su deshidratación resulta económico por los mayores rendimientos y flexibilidad obtenidos. La acción del producto químico es bajar el pH hasta el punto en que las partículas más chicas se coagulen formando otras más grandes y el agua contenida en los sólidos de los lodos se separe más fácilmente. No hay un valor óptimo de pH definido para todos los lodos por lo que debe determinarse para cada caso. Los productos químicos son fácilmente dosificados y medidos en forma líquida. Si los productos químicos llegan en forma de polvo seco, se necesitan tanques para su disolución. Estos tanques deben ser suficientemente grandes para contener como mínimo el suministro de un día de productos químicos y deben instalarse por duplicado.

La dosis de productos químicos requerida se determina en el laboratorio mediante ensayos. Se ha observado que el tipo de lodo es el factor que ejerce la máxima influencia sobre la cantidad de productos químicos y generalmente no producen una torta seca. Los tipos de lodo enumerados en orden aproximado de necesidad creciente de productos químicos para su acondicionamiento son los siguientes:

- Lodo primario crudo
- Mezcla de lodo primario crudo y lodo de filtro percoladores
- Mezcla de lodo primario crudo y lodo activado en exceso
- Lodo primario digerido por vía anaerobia
- Mezcla de lodo primario y activado en exceso digerido por vía anaerobia
- Lodo digerido por vía aerobia

El mezclado del lodo y el coagulante es esencial para el acondicionamiento correcto. El mezclado no debe romper el floculo después de haber sido formado y el tiempo de retención debe ser mínimo, de modo que el lodo acondicionado alcance el filtro lo más pronto posible.

Oxidación con cloro.

El proceso consiste en la oxidación química del lodo mediante la aplicación de una dosis elevada de gas cloro, el cual se añade directamente en el lodo en un reactor cerrado, durante un corto periodo de tiempo. La aplicación de este proceso como medio de estabilización se ha limitado a plantas pequeñas.

Estabilización con cal.

Se añade cal al lodo crudo en cantidad suficiente para alcanzar un pH de 12 o mayor. El pH alto crea un entorno que no es adecuado para la supervivencia de los microorganismos, por lo que el lodo no sufre putrefacción ni desprende olores ni constituye un peligro sanitario en tanto el pH se mantenga. Se ha comprobado que el tratamiento con cal a un pH mayor de 12 durante un periodo de 3 hr, consigue una reducción de patógenos superior a la alcanzable con la digestión anaerobia. La estabilización con cal no destruye la materia orgánica.

DESHIDRATACIÓN

Lechos de secado. El secado al aire de lodos en lechos de arena es uno de los métodos más económicos de eliminación del agua, elimina una cantidad de agua suficiente para que el lodo pueda manejarse como material sólido (contenido de humedad inferior al 70%). Los lechos pueden ser cubiertos o descubiertos, la viabilidad económica depende en gran medida de:

- Disponibilidad de terrenos a precios accesibles
- Condiciones climáticas favorables (seco y caluroso) para máxima evaporación
- El área necesaria es función de:
 - Precipitación y evaporación previsibles
 - Características de los lodos

En los lechos de secado actúan dos mecanismos:

- Precolación o infiltración del agua a través del lecho de arena. La proporción de agua eliminada por este mecanismo es del 20 al 55%, dependiendo del contenido inicial de sólidos en el lodo y de las características de los sólidos. La precolación suele completarse en 1 a 3 días, resultando una concentración de sólidos del 15 al 25%.
- Evaporación del agua. A través de los mecanismos de radiación y convencional, la velocidad de evaporación es más lenta que la precolación y depende de la temperatura, humedad relativa y la velocidad del aire.

El lodo se deshidrata por drenaje a través de la masa del mismo y de la arena de soporte, así como por evaporación de la superficie expuesta al aire. La mayor parte del agua deja al lodo por acción del filtrado; es esencial prever un sistema adecuado de drenaje. El lodo se deja secar hasta alcanzar un contenido de sólidos entre el 30 y 50%. La capa de arena debe tener un espesor de 0.20 a 0.30 m, con una tolerancia por pérdidas por las operaciones de limpieza. Las capas de arena profundas retardan el proceso de drenaje. La arena debe tener un coeficiente de uniformidad no superior a 4 y un tamaño efectivo de 0.3 a 0.75 mm. Las tuberías de conducción del lodo a los lechos deben estar diseñadas para una velocidad de por lo menos 0.75 m s⁻¹. Los tubos para drenaje deben tener un diámetro interior mínimo de 0.1 m con una pendiente mínima de 1%.

El lodo puede extraerse después de que haya drenado y secado lo suficiente para ser paleable. El lodo seco posee una textura basta, agrietada de color negro o marrón. El contenido de humedad es aproximadamente del 60% después de 10 ó 15 días en condiciones favorables y según la naturaleza. Es posible reducir el tiempo si se hacen tratamientos previos con

coagulantes químicos, con esto es posible aplicar mayores espesores de lodos, se considera que la carga específica del lecho varía linealmente con la dosis del coagulante. El filtrado se retorna a la planta de tratamiento, esta práctica resulta económica solamente en poblaciones pequeñas o de tamaño medio. La extracción del lodo se realiza manualmente.

Los lechos descubiertos se utilizan cuando se dispone de una superficie aislada que evite los malos olores ocasionales. Los lechos cubiertos tienen una cubierta similar a la de los invernaderos y se usan cuando hay que deshidratar el lodo en forma continua durante todo el año, independientemente de las condiciones climatológicas y cuando no hay suficiente aislamiento para la instalación de lechos descubiertos. El lodo bien digerido evacuado en lechos de secado no debe presentar olor, pero a fin de evitar molestias que puedan derivarse de un lodo mal digerido, los lechos deben situarse a 100 m como mínimo de las viviendas más próximas. La cantidad de lodo a descargar en los lechos puede calcularse bien en función de cierto volumen per cápita o bien por Kg de sólidos secos por m² por año.

Tabla 78. VALORES TÍPICOS DE LAS SUPERFICIES NECESARIAS PARA ERAS DE SECADO ABIERTAS.

TIPO DE LODO	SUPERFICIE m ² 10 ⁻³ personas ^A	CARGA DE LODO Kg de sólidos m ⁻² año ⁻¹
Primario digerido	90 - 140	120 - 200
Primario y humus digeridos	110 - 160	100 - 160
Primario y activado digeridos	160 - 275	60 - 100
Primario y de precipitación química digeridos	185 - 230	100 - 160

^A las necesidades de superficie correspondientes a lechos cubiertos varían entre el 70 y 75% respecto a los lechos abiertos.

Lagunas de lodos.

Estas lagunas son áreas excavadas en las que se deja escurrir y secar los lodos digeridos durante periodos de meses o incluso años, la profundidad puede variar desde 0.6 m hasta 1.8 m. También sirven para llevar a cabo un secado regular de los lodos quedando otra vez en condiciones de usarse después de vaciarlos, o dejar que se llenen y sequen para entonces nivelarlos y formar prados. También pueden usarse para almacenamientos de emergencia cuando los lechos para lodos se llenen, o cuando tenga que vaciarse el digestor para su reparación, en este caso deben tratarse los lodos con algún producto químico que controle el olor.

Las lagunas de secado pueden emplearse como sustituto de los lechos de secado para la deshidratación de lodo digerido, pero no son adecuadas para la deshidratación de lodos crudos, lodos estabilizado con cal o lodos que den lugar a sobrenadante de alta concentración a causa de su potencial de olores y molestia. El rendimiento de las lagunas depende del clima, precipitación y las bajas temperaturas inhiben la deshidratación, además de la permeabilidad del suelo, protección a corrientes subterráneas, velocidad de carga y profundidad. La aplicación más adecuada de lagunas es en zonas donde la evaporación es intensa. El lodo digerido se vierte sin acondicionamiento previo a la laguna de forma que se lleva a cabo una distribución uniforme. La deshidratación es el mecanismo principal.

FLITRACIÓN.

Filtración al vacío.

Es el procedimiento más usado para el secado de los lodos. El filtro al vacío que se emplea para eliminar el agua de los lodos, consta de un tambor sobre el cual descansa el medio

filtrante formado por una tela de algodón, lana nylon, dynel, fibra de vidrio o de plástico, una malla de acero inoxidable o también una doble capa de limaduras de acero inoxidable. El tambor va montado en un tanque sobre su eje horizontal y sumergido aproximadamente una cuarta parte en el lodo acondicionado. Las válvulas y la tubería están dispuestas de manera que a medida que el tambor gira lentamente, se aplica el vacío en el interior del medio filtrante y se va extrayendo el agua de los lodos y manteniendo el lodo adherido a él. Se continúa la aplicación del vacío hasta que el tambor gira fuera del lodo hasta llegar a la atmósfera, esto hace que el agua salga del lodo, dejando una capa o torta húmeda sobre la superficie exterior la cual es retirada del tambor, antes de que vuelva a entrar en el tanque del lodo. El contenido de humedad en la torta de lodos, también varía según su tipo, desde 80 a 84% en lodos activados crudos, hasta el 60 o 68% en los lodos primarios bien digeridos.

Aunque sus costos de operación, incluyendo el acondicionamiento de los lodos para la filtración al vacío, son usualmente mayores que en los lechos tiene la ventaja de requerir menor superficie, de ser independiente de las estaciones del año y de no necesitar la digestión de los lodos crudos para permitir su incineración. Las desventajas incluyen: una inversión alta, altos costos de operación, costos en el mantenimiento, así como operadores capacitados.

Las variables a considerar para la filtración, pueden integrarse en dos grupos. Las relacionadas con las características del lodo y las que dependen del funcionamiento del filtro. Las relacionadas con las características del lodo son:

- Concentración del lodo
- Viscosidad del lodo y del líquido filtrado, para este último se toma la del agua a esa temperatura
- Compresibilidad de la torta
- Composición física y química

Las variables de funcionamiento del filtro son las siguientes:

- Vacío de funcionamiento. Normalmente variable entre 250 y 550 mm Hg
- Inmersión del tambor o cilindro, varía entre 10 y 60%
- Acondicionamiento químico de lodo
- Tipo y porosidad del medio filtrante

La teoría básica del proceso de filtrado fue desarrollada por CARMAN y ampliada por COAKLEY para condiciones de flujo laminar por aplicaciones de las leyes de POISEUILLE y DARCY. La ecuación básica de filtración es:

$$\frac{dV}{dt} = \frac{PA^2}{\mu(rWV + RmA)}$$

donde: V = volumen del filtrado (m^3)

t = tiempo (s)

P = presión ($N\ m^{-2}$)

A = área (m^2)

μ = viscosidad del filtrado ($N\ s\ m^{-2}$)

r = resistencia específica de la torta del lodo ($m\ Kg^{-1}$)

W = masa de los sólidos secos por unidad de volumen de filtrado ($Kg\ m^{-3}$)

Rm = resistencia del medio filtrante (m^{-1})

Para presión constante, la integración de la ecuación anterior resulta:

$$\frac{t}{V} = \frac{\mu r W \nabla}{2PA^2} + \frac{\mu Rm}{PA}$$

La resistencia específica del lodo se determina a través de datos de laboratorio. Los valores típicos de la resistencia específica para diversos lodos biológicos se indican en la tabla.

Tabla 79 VALORES TÍPICOS DE LA RESISTENCIA ESPECÍFICA PARA DIVERSOS LODOS BIOLÓGICOS

LODO	RESISTENCIA ESPECÍFICA (r) m kg ⁻¹ a
Primario	1.5 - 5.0 x 10 ¹⁴
Activado	1 - 10 x 10 ¹³
Digerido	1 - 6 x 10 ¹⁴
Digerido con coagulante	3 - 4 x 10 ¹¹

^a la resistencia específica se expresa como s² gr⁻¹, esto no es dimensionalmente correcto para el uso de las ecuaciones. Para hacer la conversión se divide el valor entre 9.81 x 10³.

El objetivo de la filtración al vacío es obtener un alto rendimiento en el filtrado con un mínimo de humedad en la torta del lodo. El rendimiento del filtro es la cantidad de sólidos secos del lodo descargado del medio filtrante por unidad de superficie y por unidad de tiempo. El rendimiento del filtro se calcula con la siguiente expresión:

$$L = 484.4 \sqrt{\frac{xPW}{\mu r \theta}}$$

- donde: L = rendimiento del filtro (Kg sólidos secos m⁻² h⁻¹)
- W = masa de sólidos secos por unidad de volumen de filtrado
- P = presión (N m⁻²)
- x = tiempo de formación de la torta
- μ = viscosidad del filtrado (N s m⁻²)
- r = resistencia específica de la torta del lodo (m Kg⁻¹)
- θ = tiempo de un ciclo (min)

Si se usa cal u otro sólido para acondicionamiento del lodo, debe hacerse una corrección para determinar el rendimiento verdadero del filtro.

Tabla 80. EL RENDIMIENTO ESPERADO DE LOS FILTROS DE VACÍO QUE TRATEN LODO ADECUADAMENTE ACONDICIONADO.

TIPOS DE LODO	RENDIMIENTO Kg m ⁻² h ⁻¹	SÓLIDOS DE LA TORTA %
Sólidos crudos		
Primario	20 - 60	20 - 40
Primario y de filtro percolador	20 - 60	20 - 30
Primario y activado con aire	20 - 25	16 - 25
Primario y activado con oxígeno puro	25 - 30	20 - 30
Sólidos digeridos(con o sin elutriación)		
Primario	20 - 40	20 - 30
Primario y de filtro percolador	20 - 25	15 - 28
Primario y activado con aire	20 - 25	12 - 25
Primario y activado con oxígeno puro	25 - 30	15 - 25

Filtración a presión.

La filtración a presión en filtros de prensa varía de la filtración al vacío en que la presión fuerza al líquido en vez que del vacío a pasar a través de un medio filtrante. La ventaja principal sobre los de vacío es que puede obtenerse una torta más seca, lo cual es especialmente interesante si se va a incinerar posteriormente. El grado de sequedad de la torta es función de la presión de funcionamiento, oscilando ésta entre 3.5 y 16 kg cm⁻². Esta filtración es económicamente viable si los costos de mano de obra no son muy altos. Sus ventajas son:

- Altas concentraciones de sólidos en la torta
- Obtención de un líquido filtrado muy clarificado
- Elevada captura de sólidos
- Bajo consumo de productos químicos

Sus inconvenientes son:

- Un alto costo de la mano de obra
- Operación intermitente
- Altos costos de inversión
- Limitaciones de la vida útil del material filtrante

Una alternativa a los filtros prensa, es la de filtros de cinta o de banda, aplicados en forma creciente en los últimos años. Es de funcionamiento continuo y utiliza una combinación de gravedad, presión y desplazamiento para eliminar el agua de los lodos. La presión es aplicada a la torta por dos métodos: Por la tensión de la cinta que es controlada mediante poleas de presión ajustables y por enrollamiento alrededor de los cilindros de secado. La presión puede aumentar hasta 7 kg cm⁻², con tiempos de residencia en el sistema de hasta 20 min. Cualquier tipo de lodo con buen drenaje o floculable químicamente, puede desecarse en un sistema de filtros de cinta. Al ser descargada la torta puede contener hasta un 95% de sólidos. Son cuatro los sistemas que se han clasificado como filtros de banda: el concentrador de tamiz móvil, el filtro prensa de banda, el sistema de deshidratación capilar y el filtro rotatorio por gravedad.

Concentrador móvil.

El lodo espesado y acondicionado con polímero se distribuye sobre un tamiz móvil de velocidad variable de dos fases. La gravedad es el medio principal de deshidratación actuante sobre el primer tamiz. Cuando se hace pasar el lodo sobre el segundo tamiz se realiza un proceso de descompresión para la deshidratación final. El lodo pasa bajo unos rodillos de compresión de presión progresiva. Una vez que el lodo abandona dicho sistema, la cantidad de agua remanente en la torta es relativamente baja. La torta sale de la unidad secundaria y entra en el dispositivo de evacuación.

Filtro de prensa de banda.

Consiste en dos bandas continuas colocadas una sobre otra, el lodo acondicionado se introduce entre las dos bandas. El proceso consta de 3 zonas. Primero el lodo pasa a través de la zona de drenaje, donde se realiza la deshidratación por acción gravitatoria. A continuación, el lodo entra en la zona de compresión donde se aplica una presión por medio de rodillos que se hallan en contacto con la banda superior. Finalmente pasa a la zona de deshidratación final. El lodo deshidratado es extraído por medio de un rascador.

Sistema de deshidratación capilar.

El lodo químicamente acondicionado se distribuye uniformemente sobre una banda donde se drena el agua libre, con lo que se aumenta la concentración de sólidos en un 25%. A

continuación, la banda entra en contacto con otra banda capilar, produciéndose la deshidratación por acción capilar de esta última, extrayéndose el filtrado en varios puntos de la zona. Enseguida el lodo es transportado hasta la zona de compresión última donde tiene lugar la deshidratación final. La torta del lodo es arrancada de la banda por medio de un rascador. La tela es lavada y el ciclo comienza de nuevo.

Concentración mediante el filtro rotatorio por gravedad.

Este proceso consta de dos celdas independientes formadas por unas telas filtrantes de nylon de malla fina. La deshidratación se produce en la primera celda y la formación de la torta en la segunda. En la primera, se drena el líquido del lodo, y este se conduce al interior de la segunda. En esta celda, el lodo se convierte por la acción rotativa, en una torta de bajo contenido de humedad. Cuando la torta es lo suficientemente grande, el exceso de la misma se descarga por encima del borde sobre la cinta transportadora para su evacuación. La operación es continua y la deshidratación se produce enteramente por gravedad. Cuando se precisa una deshidratación más completa es necesario utilizar una prensa de rodillos múltiples, la cual consiste en dos cintas sin fin. La torta del lodo procedente del concentrador giratorio por gravedad es introducido entre las cintas donde se aplica una presión determinada por medio de unos rodillos.

CENTRIFUGACIÓN.

La centrifugación se usa tanto para el concentrado del lodo, como para la deshidratación. Las centrifugas separan los sólidos de un líquido por medio de la sedimentación y una fuerza centrífuga. Los sólidos debido a la fuerza centrífuga emigran hacia las paredes de la centrifugadora, mientras que el líquido permanece en el centro. La centrifugación tiene algunas ventajas sobre la filtración al vacío y otros procesos de secado. Estas ventajas son, el hecho de que son unidades simples y compactas, completamente cerradas por lo que se reducen los problemas de olor, los costos de inversión son más bajos que para la filtración al vacío. Las desventajas son los altos costos de mantenimiento, la necesidad de suministrar productos químicos a los lodos y la calidad del líquido removido es pobre.

El método que se recomienda para dimensionar las unidades centrífugas, es estudiando su funcionamiento a escala piloto. Las variables de la operación son:

- Para incrementar el secado de la torta
 - Incrementar la velocidad de la centrifuga
 - Disminuir el volumen del tanque
 - Disminuir la velocidad del conductor
 - Incrementar la velocidad de alimentación
 - Disminuir la consistencia del lodo
 - Incrementar la temperatura
 - No usar floculantes

- Para incrementar la recuperación de sólidos
 - Incrementar la velocidad de la centrifuga
 - Incrementar el volumen del tanque
 - Disminuir la velocidad del conductor
 - Disminuir la velocidad de alimentación
 - Incrementar la consistencia del lodo
 - Incrementar la temperatura
 - Usar floculantes

SECADO TÉRMICO.

Este proceso consiste en reducir el contenido de agua por vaporización de ésta al aire ambiente. En los lechos de secado, las diferencias de presión del vapor son la causa de la evaporación a la atmósfera. En los dispositivos mecánicos de secado se suministra calor adicional para aumentar la capacidad de retención del vapor del aire ambiente y proporcionar así calor latente de evaporación. El objeto del secado térmico es extraer la humedad del lodo, de modo que pueda incinerarse o ser procesado para su transformación en fertilizante. El secado es necesario en la fabricación de fertilizantes para poder triturar el lodo, reducir su peso y evitar la continuidad de la actividad biológica. El contenido de humedad del lodo seco es inferior al 10%, cifra inferior a la que se logra en los lechos filtrantes o por medio de la filtración al vacío. Cuando los lodos van a ser incinerados, deben secarse hasta el punto en que puedan encenderse y quemarse. Para tal fin se emplea el secado por calentamiento; comúnmente se usan cuatro unidades diferentes:

- Horno de secado rotatorio
- Secador instantáneo
- Secador de pulverizadores
- Horno de hogar múltiple

En condiciones de equilibrio con una tasa de secado constante, la transferencia de masa es proporcional a:

- El área de la superficie mojada expuesta
- La diferencia entre el contenido de agua del aire de secado y la humedad de saturación a la temperatura que marque un termómetro de bulbo húmedo para la interfase lodo-aire
- Factores tales como la velocidad y la turbulencia del aire de secado expresados como un coeficiente de transferencia de masa. La ecuación es:

$$W = k_y (H_s - H_a) A$$

donde: W = tasa de evaporación (Kg h^{-1})

k_y = coeficiente de transferencia de masa de la fase gas ($\text{Kg unidad de diferencia de humedad}^{-1} (\Delta H), (\text{m}^2 \text{ h})$)

H_s = humedad de saturación del aire en la interfase lodo-aire ($\text{Kg de vapor de agua Kg}^{-1}$ de aire seco)

H_a = humedad de aire de secado ($\text{Kg de vapor de agua Kg}^{-1}$ de aire seco)

A = superficie de secado (m^2)

El secado puede lograrse más rápidamente en un lodo finamente dividido exponiendo más superficie a la corriente de aire de secado. Pueden utilizarse cinco procesos mecánicos para el secado del lodo:

- Sistema de secado instantáneo
- Sistema de secado por pulverización
- Sistema de secado rotativos
- Sistema de secado de pisos múltiples
- El proceso CARVER GREENFIELD o deshidratación por emersión de aceite

El secado es un proceso continuo, el lodo es calentado durante un corto período de tiempo en un depósito a presión con temperaturas superiores a los 260°C y presiones mayores de 2.75

MN m⁻². Sirve como proceso de estabilización y acondicionamiento, ya que acondiciona el lodo favoreciendo la deshidratación de los sólidos sin necesidad de utilizar productos químicos.

REDUCCIÓN TÉRMICA.

La reducción térmica del lodo incluye:

- La transformación total o parcial de los sólidos orgánicos en productos finales oxidados CO₂ y H₂O, por incineración y oxidación por vía húmeda
- La oxidación parcial y volatilización de sólidos orgánicos por pirólisis a productos finales que tienen poder calorífico.

INCINERACIÓN.

La incineración de los lodos se considera como un método de tratamiento o como método de disposición final. Hay dos tipos de incineradores para lodos: los instantáneos y los de hogar múltiple. Los instantáneos se diseñan para quemar los lodos secos provenientes de los secadores instantáneos o de pulverizadores. Estos son un material ligero que puede insuflarse al hogar tal como se hace con un combustible pulverizado. El calor de combustión se aprovecha para los secadores. Los de hogar múltiple son considerados como un secador por calor y como un incinerador.

En todos los tipos de incineradores, los gases de combustión deben tener y mantenerse a una temperatura de 675 y 760° C, hasta que queden completamente incinerados. Esto es esencial para evitar olores en la descarga de la chimenea y lograr una eliminación eficaz del polvo, cenizas y hollín de la descarga del tiro. Se consigue mediante una cámara de asentamiento con un separador centrífugo o con un precipitador eléctrico. La selección depende del grado de eficiencia de eliminación requerida por la situación de la planta. La incineración de lodos se va generalizando, especialmente en las plantas grandes. Tiene la ventaja de la economía, supresión del olor, independencia del clima y la gran disminución del volumen y peso del producto final del que tiene que disponerse.

OXIDACIÓN HÚMEDA.

En este proceso, los lodos de las aguas negras se ven forzados a pasar por aberturas de 6.3 mm, se precalientan en un tanque mezclador hasta unos 82 °C y después se alimentan por medio de una bomba capaz de descargarlos a una tubería en la que se introduce aire a 84 – 126 kg cm⁻². La mezcla caliente de aire y lodos se pasa por cambiadores de calor que elevan su temperatura hasta 204° C, antes de que la mezcla entre en el reactor vertical de flujo ascendente. Dentro del reactor, el oxígeno del aire se combina con la materia orgánica de los lodos, oxidándolos hasta cenizas y liberando calor. La temperatura en el reactor se eleva hasta cerca de 260° C. El efluente del reactor pasa por los cambiadores de calor, cediendo la mayor parte de su calor a los lodos de alimentación. La porción líquida del efluente lleva cenizas que pueden ser eliminadas por sedimentación en tanques o descargadas con el efluente de la planta.

Cuando los gases calientes y el vapor se producen en cantidades suficientes, pueden utilizarse para alimentar una turbina o máquina que produzca la energía necesaria para la compresión del aire. Otros productores de la oxidación húmeda de los lodos son: amoníaco, ácidos volátiles y la DBO residual. El grado de oxidación depende de la temperatura en el reactor. Los requerimientos del aire para el proceso, se determinan mediante el poder calorífico de los lodos que se van a oxidar, en calorías por Kg de aire; la humedad de los lodos y las condiciones de temperatura y presión en el reactor. El que el proceso se sostenga por sí mismo depende del contenido de humedad de los lodos y de su poder calorífico, que a su vez depende del

contenido orgánico o volátil. El éxito en la operación de la oxidación húmeda depende de suministrar lodos homogéneos con un contenido de sólidos uniformes, así como de mantener la más adecuada porción entre el aire y los lodos.

El objetivo principal de la reducción térmica son los lodos crudos deshidratados. No es necesario estabilizar el lodo antes de la incineración, puede ser perjudicial ya que la digestión aerobia y anaerobia disminuyen el contenido volátil del lodo y en consecuencia, aumenta la demanda de combustible auxiliar. Una excepción la constituye el tratamiento térmico antes de la incineración. El lodo tratado térmicamente se deshidrata muy bien y es autocombustible. Los procesos de reducción térmica incluyen:

- Incineración en hornos de pisos múltiples
- Incineración en lechos fluidificados
- Combustión instantánea
- Incineración conjunta
- Pirólisis conjunta
- Oxidación por vía húmeda
- Reincineración

La incineración en hornos de pisos múltiples y la incineración en lechos fluidizados transforman la torta de lodo deshidratado en ceniza inerte. En la combustión instantánea, se incinera una parte del lodo para disminuir las necesidades de combustible cuando se trata de secar el lodo para su conversión en fertilizante. Cuando no hay mercado de fertilizantes se incinera en su totalidad del lodo. La combustión instantánea para la total incineración no es competitiva con la incineración en hornos de pisos múltiples y la incineración en lechos fluidizados. En la incineración conjunta el principal objetivo es reducir los costos globales de la incineración del lodo y de los residuos sólidos. El proceso tiene la ventaja de producir energía calorífica necesaria para evaporar el agua de los lodos, mientras la combustión de los residuos sólidos proporciona un exceso de calor para la generación de vapor. Pirólisis conjunta, es la destilación destructiva y descomposición de sólidos orgánicos a temperaturas variables entre 370 y 870° C en ausencia de aire u otros gases que mantienen la combustión. La pirólisis reduce el volumen de residuos sólidos y da lugar a un producto estéril. La oxidación por vía húmeda supone la oxidación del lodo crudo a elevada temperatura y presión.

COMPOSTAJE

Es un proceso por el cual la materia orgánica sufre una degradación biológica hasta dar lugar a un producto final estable. El lodo convertido en composta es un material sin problemas de carácter sanitario, exento de olores y de características similares al humus. Aproximadamente del 20 al 30% de los sólidos volátiles se convierte en CO₂ y agua. Dado que el lodo se procesa en un intervalo termófilo de temperatura, el producto final está pasteurizado. La composta formada a partir del lodo puede utilizarse como acondicionador del suelo, aunque el proceso funciona correctamente, el problema principal consiste en la carencia de un mercado para el producto final estabilizado. Las operaciones de formación de composta constan de tres etapas:

- Preparación de los residuos a tratar
- Descomposición de los residuos preparados
- Preparación y comercialización del producto

La recepción, clasificación, separación, reducción de tamaños y adición de humedad y nutrientes son parte de la etapa de preparación. Para llevar a cabo la etapa de

descomposición, se han desarrollado varias técnicas. En el compostaje por apilado, los residuos preparados se acumulan formando montones en un campo abierto. Los montones son removidos una o dos veces por semana durante un período aproximado de 5 semanas. El material se cura durante un período adicional de 2 a 4 semanas para asegurar su estabilización. Como alternativa al compostaje por apilado, se han desarrollado varios sistemas mecánicos, incluyendo en proceso de pilas aireadas. Con un control cuidadoso es posible producir un humus en un período de 5 a 10 días utilizando un sistema mecánico.

A menudo la composta formada es extraída, tamizada y curada durante un período adicional de aproximadamente 3 a 4 semanas. Una vez que la composta ha sido curada, está preparada para la tercer etapa, que es la preparación y comercialización del producto. Esta etapa puede incluir la trituración final, mezclado con diversos aditivos, granulado, ensacado, almacenamiento, transporte y en algunos casos la comercialización directa. Exclusivamente zonas húmedas o frías es preferible utilizar un sistema de compostaje mecánico cerrado en lugar de uno abierto porque permite conseguir un mejor control del proceso.

VIII.2 DISPOSICIÓN DE LODOS.

Debe darse un destino o disposición final a todos los lodos de las aguas residuales que se producen en una planta de tratamiento. El método seleccionado no debe crear problemas adicionales de contaminación. Las opciones para la disposición final de los lodos son:

- Descarga a los cuerpos receptores
- Disposición en un relleno sanitario
- Disposición en el terreno
- Aplicación a tierras de cultivo
- Incineración
- Recuperación de subproductos

DESCARGA DIRECTA A CUERPOS RECEPTORES.

En México esta es la forma de disposición más común. De acuerdo con la legislación mexicana vigente, para poder realizar una descarga a un cuerpo receptor se requiere un permiso de descarga de la Comisión Nacional del Agua. Este permiso incluye las condiciones particulares de descarga. Las condiciones se determinan sobre la base de las Normas Oficiales Mexicanas, los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, a los usos del cuerpo receptor y a las características del gasto y calidad del cuerpo receptor.

Este método es económico, pero poco común debido a se requiere tener disponible un cuerpo de agua que lo permita. La disposición de los lodos al océano puede ser una alternativa para comunidades localizadas en la costa pero esta técnica de disposición requiere de consideraciones muy cuidadosas, ya que su disposición puede ser potencialmente peligrosa para la vida marina. La selección del sitio de disposición requiere de un estudio completo de las corrientes locales, de la química del agua, la temperatura, vientos y biología marina. Los sitios deben tener fuertes corrientes para diluir los lodos. La dilución es la clave para el éxito de la disposición de lodos en el océano, ya que la gran cantidad de agua de dilución disponible en el océano tiende a minimizar los efectos adversos.

Los lodos crudos son bastante inconvenientes, por lo que deben digerirse antes de descargarlos al mar, el material flotante debe removerse o de lo contrario podría regresar a tierra por los vientos y por las corrientes superficiales. Cuando se acarrear al mar, el valor de

un tratamiento, tal como el de concentración, espesamiento, o digestión depende del costo relativo del tratamiento y del ahorro por acarreo de pequeños volúmenes y del valor del gas producido por la digestión.

DISPOSICIÓN EN UN RELLENO SANITARIO.

El primer aspecto a considerar para este método de disposición es el traslado de los lodos de la planta a las instalaciones del relleno sanitario. Para poder transportarse en camiones el lodo debe contener una consistencia semisólida, la cual se alcanza con un contenido de sólidos mayor al 20%. Para la aceptación de los lodos en un relleno sanitario municipal debe demostrarse que dichos lodos no son peligrosos, mediante la aplicación de la norma NOM-CRP-001-ECOL/93. El requisito incluido en la norma mencionada es prácticamente el único que actualmente se exige en México para admitir un residuo en un relleno sanitario municipal; sin embargo, a medida que la operación de los rellenos mejore, se exigirá algunos requisitos adicionales que pueden ser:

- Contenido mínimo de sólidos
- Agua libre mediante la prueba del filtro para pintura
- Relación mínima de lodo a basura
- Manejabilidad del lodo con maquinaria

En un relleno específico, los dos principales métodos de disposición en rellenos sanitarios son el rellenado por trincheras o por área. El relleno por trinchera se puede subdividir en trincheras angostas o anchas. El relleno por área se divide en tres diferentes tipos: por montículos, por capas o por diques. El método seleccionado se determina por el contenido de sólidos del lodo, la estabilidad del lodo, la hidrogeología del sitio, pendiente del terreno y disponibilidad de terreno.

RELLENO POR TRINCHERAS.

Los lodos se acomodan por debajo del nivel del suelo. La profundidad de las trincheras depende de la profundidad del manto freático y del manto rocoso; se debe mantener una distancia mínima, con una capa de suelo que sirva de amortiguador entre los lodos y el substrato. La profundidad de las trincheras depende también de la estabilidad de las paredes de las trincheras y de las limitaciones de equipo. Las trincheras angostas (de menos de 3 m de ancho) se utilizan para lodos con bajas concentraciones de sólidos que no podrían soportar ningún tipo de manejo con equipo pesado, proveen un método económico para la disposición de lodos muy húmedos. Los requerimientos de terreno y la pobre utilización del mismo, así como la cantidad de espacio entre cada una de las trincheras son las principales desventajas que este método representa.

Las trincheras anchas (hasta de 15 m de ancho) se usan para lodos con concentraciones de sólidos lo suficientemente altas como para soportar el manejo con equipo pesado. La principal ventaja de las trincheras anchas sobre las trincheras angostas es el mejor aprovechamiento del terreno, ya que se requiere un menor número de trincheras para manejar la misma cantidad de lodo. Una desventaja es que los lodos deben ser descargados directamente sobre el suelo de la trinchera, por lo que se requiere acceso para los camiones. Tiene la ventaja de que los camiones pueden descargar los lodos desde terreno firme, mientras que una excavadora hidráulica que se encuentre dentro de la trinchera lo acomoda y compacta. Las trincheras son relativamente rápidas y fáciles de construir, lo que minimiza los costos de construcción. La planeación y diseño de un relleno de lodo por trincheras requiere que se determinen los siguientes parámetros para calcular el área requerida para un plan de disposición a largo plazo:

- Espesor de la cobertura
- Profundidad de la excavación
- Longitud
- Orientación
- Profundidad del relleno de lodo
- Espaciamiento
- Anchura

El espesor de la cobertura final depende del ancho de la trinchera y del tipo de equipo que se utiliza en las operaciones de cubierta. Los factores que influyen para determinar la profundidad de la excavación incluyen: localización de las aguas subterráneas y el manto rocoso, permeabilidad del suelo, capacidad de intercambio iónico del suelo, limitaciones de equipo y estabilidad de las paredes del relleno. La longitud de las trincheras está limitada por el contenido de sólidos del lodo y por la pendiente del terreno, se deben construir trincheras cortas o con diques para retener los lodos cuando tienen muy bajo contenido de sólidos. Para una utilización óptima del terreno.

RELLENO POR ÁREA.

A diferencia del relleno por trincheras los lodos se disponen sobre el nivel del suelo. El relleno por área se puede llevar a cabo por tres formas diferentes:

Montículos. Donde los lodos se mezclan con tierra para que esté lo suficientemente estable como para formar montículos. Después de haber apilado el lodo a una altura de aproximadamente 1.80 m, se cubren con por lo menos 1 m de material de cobertura.

Capas. Donde los lodos se esparcen en capas de aproximadamente de 15 a 30 cm sobre una gran superficie de terreno, lo que proporciona secado adicional de los lodos y ayuda a obtener una concentración más alta de sólidos; este método es favorable para aquellos lodos que no se pueden desaguar fácilmente.

Diques. Donde se construyen paredes con tierra para formar diques de contención que pueden almacenar el lodo. Los diques se pueden rellenar utilizando el método de montículos o el de capas. Se deben construir caminos de acceso para que los camiones puedan descargar los lodos directamente en los diques.

Aunque el contenido de sólidos no está limitado para los rellenos por área, el requerimiento es que el lodo sea capaz de soportar el manejo con equipo pesado debido a que no se tienen medios para contener lodos poco estables. Esta característica se puede adquirir mediante un buen desagado de los lodos. La contaminación del agua subterránea es una de las principales preocupaciones para la determinación del sitio adecuado para el relleno, es por eso que se requieren líneas bajo el relleno para poder llevar un control de los escurrimientos del relleno. Los controles de diseño pueden prevenir los impactos adverso ocasionados al ambiente por el lixiviado y por la generación de gas metano. La generación de olores y polvos, se pueden controlar mediante estrategias de operación más que de diseño. Las características favorables del suelo son: un alto contenido de arcilla, una alta capacidad de intercambio catiónico y un pH relativamente alto.

DISPOSICIÓN EN EL TERRENO.

El relleno de terrenos es el mejor método para la disposición de lodos deshidratados y residuos de incineración. Es una solución factible cuando el terreno es adecuado y hay disponibilidad y la

localización es apropiada. El empleo de los lodos como material de relleno se limita a los lodos digeridos, los cuales quedan a la intemperie sin producir serias molestias por el olor. Los lodos deben estar bien digeridos y sin cantidades apreciables de lodos crudos o no digeridos mezclados con ellos.

LODOS MOJADOS O PARCIALMENTE DESHIDRATADOS.

Se pueden usar para rellenar terrenos bajos, tal como salen de los lechos secadores o de los filtros de vacío. Cuando se usan lodos mojados, la zona empleada se convierte en laguna de lodos. Estas lagunas son poco profundas, los lodos se agregan en capas sucesivas hasta que la laguna queda completamente llena y luego se abandona. Resulta económico emplear lagunas para la disposición final de los lodos digeridos pues eliminan todo tipo de deshidratación. Solamente son utilizables en lugares donde existen zonas bajas desocupadas y disponibles en la planta o a distancias razonables a donde puedan llegar los lodos por tuberías. Se usa frecuentemente este método cuando son inadecuados los lechos de secado.

Se pueden disponer los lodos digeridos deshidratados que se obtienen en los lechos secadores y en los filtros de vacío, rellenando las tierras bajas de la misma planta o acarreándolos hasta zonas donde no causen molestias. Se dispone de las cenizas de los incineradores de lodos como material de relleno. Cuando el área de que se dispone para rellenar está cerca del incinerador puede hacerse una lechada de cenizas al extraerlas de la cámara de cenizas, y bombearse al lugar de disposición. Si la superficie que se va a rellenar está lejos, hay que humedecer las cenizas lo suficiente para suprimir el tubo y transportarla en camiones o carro de ferrocarril al lugar de disposición.

La capacidad del terreno para rellenar debe ser suficiente para permitir que los lodos se distribuyan con una altura no mayor de 0.6 m. Los lodos deben desecarse para evitar que haya agua libre que cause problemas de precolación, escurrimiento y poder manejarlos con equipo para movimiento de tierras. Al final de cada día de operación, la superficie del relleno debe cubrirse con 15 cm de tierra y compactarse. El recubrimiento con tierra minimiza la posibilidad de generación de olores y los problemas de proliferación de insectos.

APLICACIÓN A TIERRA DE CULTIVOS.

El lodo de las aguas residuales contiene muchos elementos esenciales para la vida vegetal como nitrógeno, fósforo, potasio y trazas de nutrimentos menores que se consideran más o menos indispensables para el crecimiento de las plantas, como boro, calcio, cobre, hierro, manganeso, magnesio, azufre y zinc. Algunas veces se encuentran estos elementos en concentraciones que pueden ser perjudiciales, debido a desechos industriales. El humus del lodo, además de proporcionar alimento a los vegetales, beneficia al suelo aumentando su capacidad de retención de agua y su calidad para el cultivo, haciendo así posibles labores agrícolas en suelo pesados. También disminuye la erosión del suelo.

Los suelos tienen necesidades variables de fertilizantes, los elementos esenciales para el crecimiento de las plantas se dividen en dos grupos: los que provienen del agua y el aire sin restricciones y los que se encuentran en el suelo o deban agregarse a intervalos determinados. En el primer grupo están el hidrógeno, oxígeno y carbono. En el segundo grupo están el nitrógeno, fósforo y potasio, además de otros elementos que se encuentran en cantidades suficientes en suelos de composición media, como son calcio, magnesio, azufre, hierro, manganeso, etc. Los principales elementos fertilizantes son nitrógeno, fósforo y potasio, la cantidad que se requiere de cada uno depende del suelo, de las condiciones climatológicas y del cultivo.

Los lodos de las aguas residuales, secos o deshidratados, son excelentes acondicionadores del suelo, además de que son buenos fertilizantes aunque incompletos a no ser que se refuercen con nitrógeno, fósforo y potasio. Tanto desde el punto de vista químico como higiénico el mejor producto son los lodos activados crudos secados por calentamiento, aunque desprenden olores al usarlos. Los lodos digeridos secados por calentamiento contienen mucho menos nitrógeno y son más valiosos como acondicionadores de suelos y material de construcción, que como fertilizantes. Se han hecho numerosos estudios, tanto en laboratorio como en cultivos reales, bajo condiciones controladas para determinar el valor de los lodos como fertilizantes.

Se ha afirmado que los lodos digeridos son comparables a los abonos de las granjas, en cuanto a sus constituyentes fertilizantes, su disponibilidad y la naturaleza física del material. La diferencia más importante entre los dos materiales estriba en que los compuestos nitrogenados más fácilmente descomponibles de los lodos, han sufrido mayor pérdida por el proceso de digestión, a diferencia de los abonos, quedando un residuo nitrogenado de poca disponibilidad; y que el potasio, por ser en gran parte soluble en agua, se ha eliminado por lavado en los lodos, mientras que en los abonos se han conservado.

INCINERACIÓN.

La incineración es un proceso para reducir el volumen más que un método de disposición final, ya que la incineración produce una ceniza que aunque inerte debe disponerse apropiadamente.

RECUPERACIÓN DE SUBPRODUCTOS.

Los productos que se pueden recuperar son los coagulante y la cal.

Recuperación de coagulantes.

Las sales de aluminio y hierro que se utilizan como coagulantes forman flocúlos de material polimérico e hidróxido de los metales, los cuales son difíciles de espesar y desaguar. Esta dificultad estriba en que los hidróxidos de los metales tienen una gran cantidad de agua atrapada, son muy solubles en condiciones alcalinas y ácidas fuertes. Esta situación tiene el potencial de remover los polímeros de hidróxido de las suspensiones de lodo con dos efectos benéficos:

- Reducción del volumen y de la masa de lodo producido
- Recuperación del metal del coagulante

La recuperación de coagulante se puede ver desde dos puntos de vista. El primero es considerar la adición de ácido o álcali como una técnica de acondicionamiento del lodo para mejorar sus características de espesamiento, desaguado y reducción de residuos. Otro enfoque es el maximizar la recuperación y reuso del metal del coagulante presente en el lodo. Para la extracción de los coagulantes del lodo se aplica ácido sulfúrico. La cantidad de ácido requerida para la extracción es función de la concentración del metal en el lodo, la concentración de sólidos en suspensión y la concentración de otros componentes que demandan ácido, incluyendo la materia orgánica. La calidad del coagulante recuperado depende de la calidad del coagulante de primer uso. Los compuestos que se presentan con mayor frecuencia en el coagulante recuperado incluyen manganeso, hierro, aluminio y carbón orgánico soluble. Si se pretende recircular el coagulante se debe tener en cuidado con los trihalometanos, el color residual, los compuestos orgánicos y los metales pesados.

La viabilidad económica de la recuperación de coagulante, no se ha demostrado en forma concluyente, razón por la cual su práctica no se ha extendido y debe estudiarse en cada caso en particular ya que depende de la composición del agua cruda, la dosis relativa de coagulante

y de los costos de tratamiento y disposición de los lodos. Este costo depende de las normas que se tengan que cumplir para la disposición de los lodos.

Recuperación de cal.

La recuperación de la cal se lleva a cabo mediante la recalcinación. En este proceso el lodo de ablandamiento se desagua y se calcina para producir óxido de calcio. Uno de los problemas que ha evitado que el uso de la recuperación de cal se haya extendido es que las impurezas hacen que el proceso sea ineficiente o que el producto resultante no sea de la calidad deseada. Algunos contaminantes que no se volatilizan durante la calcinación se incrementan con el reciclaje, causando problemas tanto en el apagado de la cal como en la calcinación. La impureza más común en el ablandamiento de agua subterránea es el magnesio y algunas veces la sílice. En el caso de las aguas superficiales las impurezas son los sólidos suspendidos y los hidróxidos de los coagulantes empleados. La viabilidad económica del proceso depende del grado de impurezas en el lodo, principalmente el magnesio, y el costo del combustible necesario para la calcinación del lodo.

IX. OBRAS COMPLEMENTARIAS DE LA PLANTA

IX.1 OBRAS ACCESORIAS.

En una planta de tratamiento de aguas residuales grande debe considerarse el tener buenos servicios de acceso, incluso ferroviario. El lugar debe tener suficiente área, no solamente para las unidades iniciales sino también para acomodar otras expansiones futuras.

Siguiendo el proceso de selección, el primer paso en la determinación de la mejor disposición de las unidades, es acomodarlas de acuerdo al flujo del agua residual a través del sistema. El perfil hidráulico resultante para el flujo de las aguas de desecho determina la alineación vertical relativa de cada una de las unidades de la planta. La disposición final de las unidades resulta de la adaptación de las características del lugar a los requerimientos hidráulicos y funcionales de la planta. También debe considerarse un área de operación y mantenimiento cerca de las unidades de tratamiento. Si se dispone de presión suficiente para que los desechos fluyan por gravedad, los requerimientos hidráulicos ubican la disposición de la planta. Puede lograrse una flexibilidad más grande en la localización de las unidades de tratamiento con bombeo intermedio de las aguas residuales. Sin embargo, donde sea posible es preferible el flujo por gravedad entre las unidades. En el diseño de la planta se debe considerar un amplio espacio para la instalación de unidades futuras además de ser un diseño flexible para facilitar la ampliación y la reparación de las unidades existentes, sin que por eso se afecte la capacidad y eficiencia del tratamiento.

Conexiones de tubería.

Los conductos y tuberías deben acomodarse de tal forma que reduzcan los requerimientos de espacio y costo. Deben diseñarse para manejar el flujo máximo esperado en toda la planta. Debe acondicionarse a las unidades de tratamiento con derivaciones para que cada unidad pueda ponerse fuera de servicio sin interrumpir la operación de la planta. Deben emplearse tubos de rebose para prevenir sobrecargas hidráulicas en las unidades de tratamiento. El diseño de las obras de descarga del efluente debe ser suficientemente conservador para asegurar la integridad estructural de la descarga, prevenir fallas debidas a la erosión y prevenir retrocesos del flujo durante inundaciones.

Instalaciones hidráulicas.

Para el flujo por gravedad de las aguas residuales a través de una planta de tratamiento primario se necesita que la elevación de la superficie del agua en la obra de acceso del influente sea mayor que el nivel más alto esperado en el cuerpo de agua receptor, para superar las pérdidas de carga o presión a través de la planta. Se recomienda una diferencia de presión de 1 a 2 m para una planta de tratamiento primario. Si no se tiene la carga recomendada se requiere una o más fases de bombeo intermedias. La pérdida de carga total a través de la planta es la suma de pérdidas en la transportación del agua residual entre las diferentes unidades de tratamiento. Las pérdidas debidas al transporte del agua residual son por fricción en tuberías, uniones y accesorios, también las originadas por caída libre superficial y por futuras expansiones. Las pérdidas de presión a través del equipo de proceso dependen de los tipos de unidades y las especificaciones los fabricantes.

El diseño del sistema eléctrico es un diseño más de detalle y responsabilidad y normalmente no es parte del diseño conceptual de las instalaciones. No obstante se mencionan algunos términos.

Subestaciones.

Existen varias formas de suministrar corriente a una planta de tratamiento de aguas residuales. Utilizando el suministro de voltaje primario para la planta, el voltaje se establece por la planta eléctrica que suministra la energía. Con servicios de sistema secundarios, se puede suministrar cualquiera de las formas estándar de distribución de voltaje. Los servicios primarios requieren del mantenimiento de un subestación de corriente a la planta con los transformadores y equipo asociados. Usualmente se obtiene un costo inferior cuando la energía proviene de los servicios primarios, pero los costos adicionales de subestación deben considerarse para determinar la alternativa más económica.

Líneas de corriente.

Para proporcionar una protección máxima en la planta de tratamiento los cables son conductores aislados en conductos rígidos de acero. El uso de cables conductores unitarios en toda la planta, simplifica el número de tipos de cables requeridos.

Alumbrado.

Los sistemas de alumbrado no se implantan hasta que se han localizado todas las estructuras y establecido el equipo y tubería de trabajo. Los cuartos de control, los pozos de bombeo y áreas de trabajo deben alumbrarse adecuadamente. Debe proporcionarse alumbrado en caminos, áreas de estacionamiento, etc. Es muy práctico tener iluminados los pasillos y plataformas de operación alrededor de las unidades de tratamiento.

Control.

Los controles eléctricos pueden instalarse como unidades individuales para cada unidad o como unidades combinadas en un centro de control. Las unidades individuales son de más bajo costo inicial, sin embargo, los centros pueden automatizarse fácilmente para facilitar la operación. La economía de cada alternativa debe estudiarse cuidadosamente para determinar cual es la más apropiada para la planta en particular.

Operación de la planta. En las instalaciones de laboratorio se debe contar con lo necesario para hacer pruebas analíticas para control del proceso y de la calidad del efluente para que cumpla con la normatividad implantada. La instalación del laboratorio puede variar dependiendo del tamaño de la planta. El laboratorio debe estar provisto de buena iluminación, mesas de trabajo, amplio espacio, lavabos e instalaciones sanitarias y equipo de seguridad. Los análisis a realizar incluyen determinaciones como temperatura, concentración de sólidos, cloro residual, pH, etc. Debe estar equipado con muestradores, termómetros, horno, balanza, utensilios de vidrio y otros aparatos y equipo dependiendo del proceso utilizado, calidad del influente y los requerimientos de calidad del efluente. El análisis debe hacerse diariamente para asegurar una operación óptima en plantas grandes y al menos semanalmente en plantas pequeñas.

Instrumentación. Incluye medidores, indicadores y registradores. De los instrumentos solamente deben instalarse los principales para necesidades específicas. La instrumentación excesiva puede causar algunos problemas a los operadores de planta, particularmente en las pequeñas, ya que probablemente no se usarán. La instrumentación típica puede incluir, medidores y registradores de flujo, calibradores de presión y tiempos de bombeo, indicadores de nivel en tanques y pozos húmedos, balanza y medidores de cloro. Otras determinaciones no relacionadas directamente a los procesos de tratamiento pueden requerir dispositivos para registrar la temperatura exterior, precipitación pluvial, dirección del viento, consumo de agua, combustible y corriente eléctrica.

Servicios generales. Se debe tener un suministro adecuado de agua a la planta, a una presión mínima de 35 m para uso sanitario, enfriamientos, operaciones de equipo, procesos de tratamiento, conservación de pisos y protección contra incendios. Debe asegurarse que no haya conexiones cruzadas entre el sistema de agua potable y el agua residual, puesto que podría haber contaminación en el sistema de agua potable.

Seguridad. Se requiere que haya dispositivos de seguridad en la planta para prevenir el acceso a personas ajenas a ella, contando además con un alambrado y con letreros en las puertas. Cercar los tanques abiertos y lagunas para evitar que haya ahogados. El emplazamiento general de alumbrado se debe resguardar como medida de seguridad.

IX.2 MANTENIMIENTO DE LA PLANTA.

Se debe mantener en buenas condiciones de operación el equipo de las plantas, las estructuras y otros servicios relacionados para que cumplan correctamente con los objetivos para los cuales fueron diseñados. El mantenimiento debe llevarse a cabo de tal manera que evite toda clase de emergencias o paros imprevistos. Para el propio mantenimiento, es esencial el abastecimiento y el uso regular de agua a presión para la limpieza y lavado de tanques, líneas, etc. El programa de mantenimiento debe empezar con un departamento de mantenimiento y observando las reglas siguientes:

- Mantener la planta limpia y en orden
- Establecer un plan sistemático para la ejecución de las operaciones diarias
- Establecer una rutina de inspección y lubricación de los sistemas mecánicos
- Llevar datos y registros de cada pieza del equipo, con énfasis en incidentes poco usuales y fallas en las instalaciones de operación
- Observar las instrucciones de seguridad

Ninguna planta puede operar en forma continua sin un programa de mantenimiento, a fin de tener las unidades eléctricas funcionando eficientemente. La mayoría de las fallas en los motores se deben a cuatro causas: suciedad, humedad, fricción y vibración. Una rutina de limpieza elimina la suciedad, debiéndose tener cuidado en evitar la humedad de materiales. El engrasado y aceitado adecuado tiende a eliminar la fricción y es conveniente una inspección diaria para checar las vibraciones. El equipo de control eléctrico tiene que evaluarse regularmente. Las bombas son la pieza más importante del equipo en una planta de tratamiento. No se puede tolerar que el equipo de bombeo este mucho tiempo fuera de servicio.

Se debe conocer a fondo, tanto la operación como la construcción de la bomba con el objeto de proporcionarle un mantenimiento adecuado, de acuerdo con la información y recomendaciones proporcionadas por el fabricante. La inspección diaria debe incluir el examen de las chumaceras, motores, controles y collarines. La apariencia general de la planta de tratamiento debe ser agradable. Todo el equipo, tuberías descubiertas y barandales en la construcción deben estar perfectamente pintadas, el pasto o hierba cortado y una limpieza estricta en todas las áreas.

TESIS CON
 FALLA DE ORIGEN

IX.3 CONDICIONES DE SEGURIDAD Y CAPACITACIÓN.

Existen varios tipos y fuentes de peligro relacionadas con la operación de una planta de tratamiento, aunque la mayoría de los accidentes son el resultado de las prácticas de operación deficientes, un número incalculable de accidentes se originan o agravan debido a un deficiente diseño de la planta. Los accidentes potenciales se pueden agrupar como sigue:

- Lesión física
- Electrocuación
- Asfixia
- Ahogo
- Infección
- Explosiones

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Entre los accidentes más comunes se encuentran los de lesión física e infección, considerando que otras categorías también ocurren en números significantes. Es responsabilidad de los diseñadores de la planta el familiarizarse con los riesgos ocupacionales relacionados con la operación y mantenimiento de la planta y diseñarla de tal forma que se minimicen esos peligros. Las siguientes características de seguridad para el diseño de una planta de tratamiento de agua residual pretenden ser guías, más no son todas las que existen. Estas deben considerarse como las mínimas requeridas.

Estaciones de bombeo.

Debido a que la mayoría de las instalaciones de bombeo de agua residual en la planta tienen problemas de seguridad significativos y especiales, se discuten por separado.

- Usar escaleras para el acceso a los cuartos de bombas y de preferencia las verticales. La escalera en espiral ofrece dificultades para sacar al personal herido, debido a su estrechez.
- Cuando se tenga que hacer uso de la escalera vertical pero la profundidad exceda los 3 m se debe utilizar una canastilla o una plataforma de descarga.
- Especificar la protección para las partes móviles expuestas de las bombas y el equipo.
- Usar tableros de distribución con dispositivos de control tanto atrás como adelante y proveerlos con marcos con goma de aislar en el frente.
- Especificar que la instalación eléctrica, la iluminación, los switches y el equipo eléctrico sea contra explosiones, en todo el lugar donde existan atmósferas potencialmente explosivas o donde se pueda acumular vapor de aire.
- Especificar el equipo a prueba de humedad donde puedan existir dificultades por ella.
- Especificar que toda la instalación eléctrica se aisle correctamente y haga tierra. No se deben permitir instalaciones eléctricas descubiertas.
- Proporcionar suficiente alumbrado natural o artificial a lo largo de la estructura, especialmente en los pozos secos y húmedos. El pintar las paredes y los techos de colores vivos ayuda a dar una buena iluminación.
- Disponer de montacargas y de rieles para desplazar el equipo pesado como las rejillas, cribas o bombas.
- Disponer de un depósito de agua de suministro con buena presión para limpieza y lavado de los pozos secos y húmedos.
- Prohibir el cruce de conexiones entre el agua potable y el equipo de bombeo del agua residual.
- Asegurarse una ventilación adecuada en los pozos secos y húmedos, ya sea por medios naturales o mecánicos. En los pozos secos o húmedos profundos, la ventilación mecánica se logra mejor si se tiene una entrada de aire cerca del techo y un túnel de escape

conectado a un ventilador de escape localizado exactamente arriba del nivel máximo del agua residual en los pozos húmedos o cerca del piso de los pozos secos. La capacidad del ventilador debe ser suficiente para efectuar un cambio completo de aire entre 2 y 5 minutos, dependiendo de la forma de operación. La ventilación en los pozos húmedos se ha logrado mediante la introducción de aire y la evacuación de la atmósfera, a través de la alcantarilla de entrada al pozo. Son convenientes los indicadores de gas combustible y las alarmas en los pozos grandes que sirven a las áreas industriales.

- Separar completamente los pozos húmedos de los secos y darles solamente entrada atmosférica externa.
- Colocar adecuadamente señales de precaución y usar pintura roja para peligros inherentes, tales como las escaleras muy inclinadas u objetos salientes.
- Es necesario disponer de bastante espacio libre para evitar lesiones en la cabeza.
- Montar convenientemente los extinguidores de fuego de bióxido de carbono cerca de los motores de bombeo y de los cuartos de los tableros de control.

Áreas de la planta general.

Además de los factores anteriores, los requisitos mínimos de seguridad para el resto de las instalaciones de la planta son:

- Colocar protecciones removibles en todas las parte móviles expuestas.
- Utilizar cercas, barandillas protectoras y escotillas en todos los tanques abiertos, y en otros lugares donde se necesiten. Se deben cercar todas las áreas de la planta donde puede haber paso de personas que no están familiarizadas con ellas.
- Se debe especificar el equipo eléctrico a prueba de explosivos para las rejillas adjuntas o las cámaras desarenadoras, en las galerías de los tanques de digestión de lodos donde están las tuberías de digestión o tuberías de gas, y en cualquier otra localización peligrosa donde sea posible el escape de gas o fugas de lodos digeridos. Los dispositivos de calentamiento con flama abierta deben colocarse en cuartos separados con entradas exteriores y preferentemente a nivel de piso.
- Debe contarse con agua potable para servicios sanitarios.
- Se recomienda tener vestidores que tengan regaderas y casilleros, así como comedor en todas las plantas. Se debe proporcionar agua potable caliente en todas las plantas.
- Se debe tener abundante ventilación mecánica en las cámaras desarenadoras y rejillas, en los cuartos de bombeo de lodos, especialmente aquellos localizados bajo nivel de tierra, en los cuartos de almacenamiento de cloro y en los digestores o las estructuras de las tuberías de gas. La ventilación mecánica no se usa en plantas pequeñas, salvo en casos muy especiales como en cuartos de almacenamiento de cloro o cuartos donde se hace la cloración. Los ductos de escape mecánicos en esos cuartos deben colocarse cerca del piso.
- Las válvulas o los dispositivos de operación para las tuberías de lodo deben contar con menos accesos para evitar lesiones físicas y no entorpecer su propio uso.
- Se debe evitar la aglomeración de equipo alrededor de las rejillas, bombas para lodos y filtros al vacío.
- Son factores convenientes, la separación de los tanques de digestión de lodos del resto de la planta y la colocación de indicadores o alarmas de nivel líquido.
- Se debe hacer uso adecuado de las prácticas y diseños estándares apropiados para la recolección de gas, su manejo y el equipo de combustión.
- Para plantas de tratamiento donde se llegue hasta disposición de lodos y desinfección, se debe contar con el siguiente equipo de seguridad:

- o Guarniciones de seguridad.
- o Botiquín de primeros auxilios.
- o Extinguidores de incendio de bióxido de carbono y carbonato de sodio acidificado.
- o Indicador portátil de gas combustible en donde se recolecta el lodo.
- o Alarmas de gas combustible en los lugares peligrosos.
- o Indicador de deficiencia de oxígeno.
- o Equipo indicador de ácido sulfhídrico y monóxido de carbono.
- o Ventilador de aire portátil.
- o Máscara con manguera o aire comprimido.
- o Cascos de seguridad con luz tipo minero.

Los operadores deben de recibir las vacunas necesarias contra inoculaciones cada determinado período, además de recibir instrucciones detalladas de las prácticas operacionales de seguridad e higiene.

X. PROCESOS AVANZADOS DE TRATAMIENTO.

X.1. REMOCIÓN ADICIONAL DE IMPUREZAS.

El tratamiento terciario o avanzado es una serie de procesos destinados a conseguir una calidad del efluente superior a la del tratamiento secundario. Estos procesos de tratamiento no se emplean demasiado en el tratamiento de aguas residuales, pero su empleo está previsto conforme las exigencias de calidad de los efluentes se hagan más estrictas en el futuro.

X.2. PROCESOS DISPONIBLES DE TRATAMIENTO AVANZADO.

ELIMINACIÓN DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN

Los sólidos disueltos que no han sido eliminados en las operaciones convencionales de tratamiento pueden constituir una parte importante de la DBO de los efluentes de las plantas de tratamiento de agua residual. Se dispone de los siguientes procesos para la eliminación de estos sólidos disueltos: microtamizado, filtración y coagulación.

Los microtamices se construyen sobre tambores rotatorios. El agua residual se alimenta de forma continua en la parte interior del tambor, fluyendo hasta una cámara de almacenamiento de agua clara en la parte exterior. La limpieza de la superficie interior del tambor se lleva a cabo mediante pulverizadores de agua clara, necesiéndose del orden del 5% del volumen de alimentación para esta limpieza. Con el microtamizado se elimina del 70 al 90% de los sólidos en suspensión. El diseño funcional de un microtamizado conlleva la consideración de los siguientes aspectos:

- La caracterización de los sólidos en suspensión respecto a su concentración y grado de floculación.
- La selección de los valores de los parámetros de diseño de la unidad que no sólo aseguren la capacidad para tratar las máximas cargas hidráulicas cuando las características de los sólidos sean críticas, sino también la capacidad de mantener la eficiencia de diseño dentro del intervalo esperado de cargas hidráulicas y de sólidos.
- La inclusión de los dispositivos de lavado y de extracción adecuados para mantener la capacidad del tamiz.

Tabla 81 CARACTERÍSTICAS DE LOS TAMICES

CARACTERÍSTICAS	VALOR TÍPICO
Tamaño del tamiz	20 – 30 m
Carga hidráulica	$3 - 6 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ^a
Pérdida de carga a través del tamiz	75 – 150 mm
Inmersión del tambor	70 – 75% de la altura, 60 – 70% del área ^b
Diámetro del tambor	2.5 – 5 m
Velocidad del tambor	4.5 m/min con 75 mm de pérdida de carga 35 – 45 m/min con 150 mm de pérdida de carga ^c
Necesidad de lavado	2% del caudal a 250 kPa 5% del caudal a 100 kPa

^a basado en el área superficial sumergida

^b varía dependiendo el diseño.

^c 45 m min⁻¹ velocidad máxima.

Se utiliza normalmente la filtración para conseguir rendimientos en la eliminación de sólidos en suspensión hasta el 99%. Los materiales de relleno de los filtros más empleados son arena, antracita y tierra de diatomeas. La coagulación se lleva a cabo utilizando sulfato de alúmina, polielectrólitos, cal y otros reactivos químicos.

ADSORCIÓN EN CARBÓN ACTIVADO

La adsorción puede describirse como el proceso en el que las moléculas abandonan la solución y quedan retenidas en la superficie sólida mediante enlaces físicos y químicos, el sólido se denomina adsorbente y el soluto a adsorber se denomina adsorbato. Si los enlaces que se forman entre el adsorbato y el adsorbente son muy fuertes, el proceso es casi siempre irreversible y se dice que ha tenido lugar una adsorción química. Si los enlaces son débiles como los enlaces formados por las fuerzas de VAN DER WAALS, se dice que a tenido lugar una adsorción física, las moléculas así adsorbidas son fácilmente eliminadas, por lo que se dice que el proceso es reversible, la adsorción física es el proceso que ocurre más frecuentemente en el carbón activado. La capacidad de adsorción es función de la superficie total del adsorbente, ya que cuanto mayor sea esta superficie se dispone de mayor número de fuerzas residuales no equilibradas para la adsorción.

El carbón activado se ha empleado como adsorbente en las plantas de tratamiento de agua para eliminar los olores y sabores que producen los contaminantes. El carbón activado se prepara a partir de materias primas carbonosas mediante procesos térmicos que implican la deshidratación y carbonización, seguidos por la aplicación de vapor caliente. Se obtiene una estructura muy porosa con grandes áreas superficiales. La gran ventaja del carbón activado como adsorbente descansa en la posibilidad de reactivación (hasta 30 veces o más) sin pérdida apreciable del poder de adsorción. La reactivación se lleva a cabo calentando el carbón agotado hasta 930° C aproximadamente en una atmósfera de aire-vapor. Los productos orgánicos adsorbidos se queman y el carbón activado se restaura básicamente hasta su capacidad inicial de adsorción.

La adsorción en carbón activado se lleva a cabo en forma continua o discontinua. En la operación discontinua se utiliza el carbón activado en polvo, se mezcla con el agua residual y se deja decantar. La operación continua se lleva a cabo en columnas conteniendo carbón granulado, es más económica que la operación discontinua. La eliminación de contaminantes en las columnas de carbón activado se lleva a cabo mediante tres mecanismos:

- Adsorción
- Fijación de las partículas grandes
- Deposición parcial de materia coloidal

Los porcentajes de eliminación dependen fundamentalmente del tiempo de contacto entre el agua residual y el carbón activado.

INTERCAMBIO IÓNICO

El intercambio iónico es un proceso en el que los iones que se mantienen unidos a grupos funcionales sobre la superficie de un sólido por fuerzas electrostáticas se intercambian por iones de una especie diferente en solución. Este procedimiento ha llegado a ser notablemente importante en el campo del tratamiento de las aguas residuales. Existen dos tipos básicos de intercambiadores iónicos: catiónicos y aniónicos.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

Intercambiadores catiónicos.

Las resinas de intercambio catiónico separan los cationes de una solución, intercambiándolos por iones sodio o por iones hidrógeno. Cuando la capacidad de un intercambio de la resina se agota, la resina debe regenerarse. La regeneración consiste en el paso a través de la columna de una solución de salmuera (NaCl para el sodio) o de una solución ácida (H_2SO_4 ó HCl para el hidrógeno).

Intercambiadores aniónicos.

Las resinas intercambiadoras aniónicas separan aniones de una solución intercambiándolos por iones oxhídrico o hidróxido. Los regeneradores normalmente usados son hidróxido de sodio y amonio.

Normalmente los intercambiadores catiónicos y aniónicos se emplean en serie mediante una elección adecuada de los intercambiadores de iones, pueden resolverse todos los problemas de naturaleza inorgánica en las aguas residuales. El primer paso al diseñar un sistema de intercambio iónico para un agua residual específica es llevar a cabo un análisis completo de cationes y aniones del efluente a tratar. Deben obtenerse los datos sobre los sólidos totales disueltos, CO_2 disuelto, SiO_2 y pH. Las concentraciones de los iones individuales presentes se expresan de cualquiera de las dos formas siguientes:

- En miliequivalentes por litro ($meq L^{-1}$)
- En función de los equivalentes de carbonato de calcio

Los parámetros de diseño determinados mediante ensayos de laboratorio, previos al proyecto de una columna de intercambio iónico son:

- Capacidad de intercambio de las resinas. Las capacidades de las resinas catiónicas y aniónicas se expresan normalmente en forma de equivalentes de ion separado por unidad de volumen del lecho.
- Consumo del regenerante. El consumo de regenerante se expresa en unidades de peso por unidad de volumen del lecho. El grado de capacidad teórica alcanzado depende del peso del regenerante empleado.
- Consumo de agua de lavado. El consumo de agua de lavado, es determinado en estudios de laboratorio y algunas veces es proporcionado por los fabricantes, se expresa en litros de agua por litros de resina.
- Recuperación de los componentes de valor del agua residual, un factor importante al determinar la posibilidad económica del intercambio de iones.

ÓSMOSIS INVERSA

En el tratamiento de las aguas residuales mediante ósmosis inversa, el efluente contaminado se pone en contacto con una membrana adecuada a una presión superior a la presión osmótica de la solución. Bajo estas circunstancias, el agua con una cantidad muy pequeña de contaminante pasa a través de la membrana. Los contaminantes disueltos se concentran en el compartimiento de agua residual. Los dos parámetros básicos para caracterizar los sistemas de ósmosis inversa son:

- Producción de agua purificada por unidad de área de membrana (flujo de agua)
- Calidad del producto, es decir, pureza del agua purificada (factor de rechazo)

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

ELECTRODIÁLISIS

Los componentes iónicos de una solución son separados por el uso de membranas semipermeables selectivas de iones. La aplicación de un potencial eléctrico entre dos electrodos causa una corriente eléctrica que atraviesa la solución, la cual origina una migración de cationes hacia el electrodo negativo y de aniones hacia el electrodo positivo. Dado el espaciamiento alterado de las membranas permeables a los cationes y aniones, se forman células de sales concentradas y diluidas. El agua residual se bombea a través de las membranas que están separadas y dispuestas en pilas y se retiene de 10 a 20 segundos en cada pila o etapa. La eliminación de sólidos disueltos varían con:

- La temperatura del agua residual
- Las cantidades de corriente eléctrica que se hace pasar
- El tipo y cantidad de iones presentes
- El potencial de producir obturaciones e incrustaciones del agua residual
- Los caudales del agua residual
- El número y configuración de las etapas

Este proceso puede funcionar en modo continuo como en discontinuo. Las unidades pueden disponerse en paralelo para obtener la capacidad hidráulica necesaria o en serie para alcanzar el grado de desmineralización deseado. Se precisa aguas de aporte, alrededor del 10% del volumen de la alimentación, para lavar continuamente las membranas. Una parte de la corriente del concentrado es recirculada para mantener los caudales y presiones iguales a ambos lados de cada membrana. El ácido sulfúrico es introducido en la corriente del concentrado para mantener un pH bajo y minimizar en consecuencia la formación de incrustaciones. Los problemas relacionados con este proceso para la renovación del agua residual incluyen la precipitación química de las sales de poca solubilidad en la superficie de la membrana y la obstrucción de ésta por la materia orgánica coloidal en los efluentes de las plantas de tratamiento.

Los componentes básicos de la celda son una serie de membranas hechas de resina de intercambio iónico, estas membranas son permeables sólo a las especies de iones y selectivas de tipo específico de iones. Existen dos tipos de membranas utilizadas en las celdas de electrodiálisis: membranas catiónicas que poseen una carga fija negativa permitiendo a los cationes pasar a través de ellas pero repelen a los aniones y membranas aniónicas que poseen una carga positiva fija, permitiendo el paso de los aniones pero repeliendo a los cationes. El paso de los aniones a través de las membranas se acelera por la aplicación de una tensión constante a lo largo de una serie de membranas permeables al catión y al anión. El cátodo y el ánodo se colocan en los dos extremos de la celda en forma tal que la membrana más próxima al cátodo sea permeable a los cationes y la más próxima al ánodo sea permeable a los aniones. El agua residual cruda se alimenta continuamente en los compartimientos de dilución.

Para un funcionamiento adecuado de la celda de electrodiálisis la materia en suspensión, los iones orgánicos de gran tamaño y la materia coloidal deben separarse antes del proceso. Si esto no se hace, estos materiales pueden provocar el ensuciamiento de la membrana, lo que conduce a un aumento de la resistencia eléctrica total. Para una tensión constante aplicada, la corriente que pasa a través de la celda disminuye, por lo tanto, la capacidad desmineralizadora del equipo disminuye. El ensuciamiento de las membranas es el mayor problema a superar con objeto de alcanzar el funcionamiento económico de la electrodiálisis en el tratamiento de las aguas residuales.

OXIDACIÓN QUÍMICA

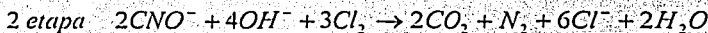
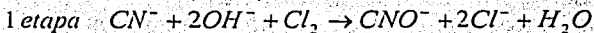
Puede usarse para eliminar el amoníaco, reducir la concentración de materia orgánica residual y el contenido bacteriano y viral de las aguas residuales. Tanto el cloro como el ozono pueden utilizarse para reducir la materia orgánica residual. Cuando se usan estos productos químicos con este objeto, la desinfección del agua constituye generalmente un beneficio. Una ventaja más derivada del empleo del ozono consiste en la eliminación del color.

En la tabla siguiente se dan las dosis típicas de cloro y ozono para la oxidación de la materia orgánica presente en el agua residual. Las dosis aumentan con el grado de tratamiento, lo cual es razonable si se considera que los compuestos de materia orgánica remanente tras un tratamiento biológico están constituidos por compuestos orgánicos polares de bajo peso molecular y por compuestos orgánicos complejos dispuestos alrededor de la estructura anular del benceno.

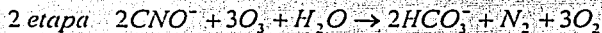
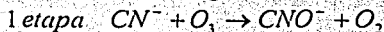
Tabla 82. DOSIS TÍPICAS DE CLORO Y OZONO PARA LA OXIDACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN EL AGUA RESIDUAL.

PRODUCTO QUÍMICO	USO	DOSIS (Kg Kg ⁻¹ DESTRUIDO)	
		INTERVALO	Típico
Cloro	Reducción de DBO ₅	0.5 - 2.5	1.75
	Reducción de DQO	1.0 - 3.0	2.0
Ozono	Reducción de DBO ₅	2.0 - 4.0	3.0
	Reducción de DQO	3.0 - 8.0	6.0

El cloro se emplea para oxidar los cianuros a productos inocuos. Esto se lleva a cabo en un ambiente alcalino con valores de pH superiores a 8.5. La oxidación tiene lugar en dos etapas.



También el ozono puede sustituir al cloro en el tratamiento de las aguas residuales que contienen cianuro. La oxidación tiene lugar en dos etapas.



ELIMINACIÓN DE NUTRIMENTOS

La eliminación de nutrientes (compuestos de fósforo y nitrógeno) de las aguas residuales es una operación importante, debido a que estos productos juegan un papel crítico en la eutroficación. Se ha acentuado el interés en la eliminación del fósforo por dos razones: el fósforo es el nutriente más crítico y los procesos de eliminación de nitrógeno son menos eficaces y más caros.

Procesos de eliminación de fósforo.

El fósforo del agua residual puede presentarse en 3 formas: ortofosfatos, polifosfatos y fósforo orgánico. Los procesos de eliminación de fósforo son:

- Precipitación química
- Proceso de lodos activados
- Lagunas de estabilización
- Ósmosis inversa
- Electrodialísis

El proceso de lodos activados puede utilizarse también en la eliminación del fósforo y del nitrógeno, ya que las células contienen aproximadamente el 2% de fósforo y el 12% de nitrógeno en peso. En una planta típica de lodos activados, el crecimiento microbiano es responsable de una reducción de 10 a 30% del fósforo en el efluente, dependiendo de la edad de los lodos utilizados en la operación. En algunas plantas de tratamiento biológico se logran eliminaciones de fósforo superiores a las requeridas para la síntesis de la biomasa. Los términos fósforo en exceso y separación incrementada de fósforo son utilizados para describir este fenómeno.

Las lagunas de estabilización conducen a eliminaciones elevadas de nitrógeno siempre que las condiciones de luz y temperatura sean favorables al crecimiento de algas. Durante el verano, pueden alcanzarse separaciones de 80 % mientras que en invierno este rendimiento puede descender al 20 % o menos. La ósmosis inversa y la electrodialísis son demasiado costosas para su uso.

PRECIPITACIÓN QUÍMICA

Los agentes de precipitación más empleados en la eliminación del fósforo son:

- Fe^{3+} como $FeCl_3$. El cloruro férrico (10 mg L^{-1}) es el agente de precipitación más empleado en la eliminación del fósforo, conduciendo a rendimientos del 90 %.
- Ca^{+} como cal. La cal es menos eficaz que el $FeCl_3$. Se utiliza en dosis de 500 a 700 mg L^{-1} dando lugar a rendimientos de 50% a valores de pH de 10,5 a 11. Otro inconveniente de la utilización de la cal reside en los grandes volúmenes de lodos producidos que causan un problema de evacuación. La recuperación de la cal mediante calcinación de este lodo puede ser una solución para resolver dicho problema. Debido a la presencia de compuestos orgánicos, el lodo debe ser capaz de soportar su propia combustión. La cal es el más barato de los agentes de precipitación.
- Al^{3+} como alumbre. Aunque el alumbre conduce a rendimientos de aproximadamente el 95% de eliminación de fósforo a dosis de 200 ppm, se emplea menos debido a su elevado costo. La separación del 50 al 60% de los compuestos orgánicos se logra con la del fósforo.
- Combinaciones de Fe^{3+} y cal. Las combinaciones en proporciones respectivas de 2 a 5ppm y 100 ppm conducen a rendimientos en la eliminación del fósforo del 95%.

La operación de precipitación se lleva a cabo dentro del proceso de tratamiento.

- Precipitación en el clarificador primario. El agente de precipitación, una combinación de $FeCl_3$ y cal se añade al agua residual cruda, precipitándose los fosfatos y separándose en el sedimentador primario. La eliminación del fósforo es del 90 al 95% y se obtiene una cantidad considerable de lodo. La adición de cal en este proceso aumenta el pH del efluente del clarificador primario a 10.
- Precipitación simultánea. El agente precipitador se añade directamente al tanque de aireación. El precipitador decanta en el clarificador secundario junto con el lodo activado. Los reactivos químicos producen daño a largo plazo a las células, y su rendimiento en la separación de productos orgánicos disminuye. La adición de reactivos químicos mejora la decantación y compactación del lodo activado en el clarificador secundario.
- Precipitación sucesiva. Los reactivos químicos para la aplicación se añaden al efluente del clarificador secundario. Se requiere un clarificador adicional para separar los fosfatos precipitados con lo cual se aumentan los costos de inmovilización. Los rendimientos obtenidos en la eliminación del fósforo son superiores a los de las alternativas anteriores.

SEPARACIÓN INCREMENTADA DE FÓSFORO

Una separación de fósforo mayor a la cantidad requerida para el metabolismo celular puede ocurrir en la operación de algunas plantas de lodos activados. En estas plantas se han observado separaciones de hasta el 90% del fósforo en el efluente sin ninguna adición de precipitantes químicos. Estos porcentajes de separación contrastan con las separaciones del 10 al 30% observados en la operación de plantas de lodos activados convencionales. Aún no se ha esclarecido si este incremento de fósforo es almacenado o adsorbido en el interior de las células de la biomasa, o posiblemente una combinación de estos dos efectos. Sin embargo se han determinado las condiciones operacionales que favorecen la separación incrementada de fósforo.

Condición 1. presencia alternada de ambientes anaerobios y aerobios. Se ha establecido que, bajo condiciones anóxicas, es decir a niveles cero o muy bajos de OD, la biomasa libera fósforo en el licor en forma de ortofosfatos solubles. Bajo condiciones aerobias favorables, con altas tasas de aireación, esta biomasa, previamente despojada del fósforo en condiciones anóxicas, separan fósforo en una escala más alta. Este fósforo separado corresponde no solamente al que había sido liberado en solución bajo condiciones anóxicas, sino también a un incremento que representa una fracción considerable de fósforo que entra al efluente. En todos los procesos diseñados para separación incrementada de fósforo una de las características fundamentales es la alternancia entre la liberación de fósforo en condiciones anóxicas y la subsecuente separación en condiciones aerobias.

Condición 2. operación de la balsa de aireación en centrifugación aproximada de tipo pistón.

Condición 3. tasa de aireación más altas que las comunes. Esto significa la existencia de condiciones favorables para la nitrificación. Con ello se asegura que la demanda de oxígeno de las sustancias orgánicas carbónicas ha sido completamente satisfecha.

Condición 4. la zona anóxica debe estar relativamente libre de nitratos.

Condición 5. las condiciones aerobias deben mantenerse en el clarificador secundario para evitar una liberación de fósforo en el afluente.

Condición 6. la concentración de MLVSS debe mantenerse superior a 1200 mg L⁻¹.

Condición 7. la purga debe realizarse en forma continua en vez de intermitente.

Estas condiciones representan los criterios de base para elegir la secuencia de los procesos para la separación incrementada el fósforo. Tres de estos procesos son:

- Proceso PhoStritp
- Proceso Bardenpho
- Proceso Phoredox

PROCESO PHOSTRITP.

En este proceso los microorganismos entran en contacto alternativamente con ambientes anaerobios y aerobios. La capa superior del eliminador (tanque en condiciones anaerobias) enriquecida en fósforo, es entonces tratada con cal en un tanque con agitador, en el cual el fósforo es precipitado en forma de fosfato de calcio. Este precipitado se descarga en el clarificador primario. El tiempo de retención en el reactor aerobio es normalmente de 8 a 12 horas.

PROCESO BARDENPHO.

Los microorganismos son primeramente expuestos a un ambiente libre de OD y de nitratos, en tales condiciones ocurre una liberación de fósforo. En una etapa posterior, la biomasa es sometida a un medio ambiente aerobio en el cual el fósforo puede ser separado por los microorganismos, o precipitados en la solución. Los niveles de separación son superiores a las exigencias metabólicas normales. Esta precipitación es el resultado del cambio de potencial redox causado por la separación a diferentes medios ambientes.

PROCESO PHOREDOX.

En este proceso se obtiene una separación incrementada de fósforo en una planta convencional de lodos activados no diseñada para nitrificación. Esto se hace colocando simplemente una balsa anaerobia a la entrada de la planta, la nitrificación en la balsa aerobia debe ser minimizada para evitar que se descarguen nitratos en la balsa anaerobia vía reciclado de los lodos.

ELIMINACIÓN DEL NITRÓGENO

Existen razones importantes que justifican la eliminación de los compuestos nitrogenados de las aguas residuales antes de su descarga a los causes receptores, estas son:

- El nitrógeno junto con el fósforo juegan un papel importante como nutrimentos en el proceso de eutrofización.
- Los compuestos nitrogenados tienen una demanda de oxígeno.
- La presencia de $N-NH_4$ en un agua residual conduce a la formación de cloraminas y tricloruro de nitrógeno por reacción al cloro, los cuales tienen un poder desinfectante considerablemente inferior y son responsables de olores y sabores desagradables en la agua potable.
- El $N-NH_4$ es tóxico para la vida acuática.

El proceso principal específicamente encaminado a la eliminación de nitrógeno es el de nitrificación-desnitrificación, el cual es una modificación del proceso convencional de lodos activados y tiene lugar en dos fases: nitrificación y desnitrificación.

Fase de nitrificación.

Esta fase consiste en la aireación, utilizando un tiempo de residencia en el reactor biológico considerablemente superior al que suele emplearse en el caso del proceso convencional de lodos activados. Los compuestos orgánicos de carbono se oxidan así como los compuestos nitrogenados que se convierten en nitritos y finalmente en nitratos en presencia de bacterias nitrificantes. La fase de nitrificación puede diseñarse para que ocurra en una etapa única (proceso combinado de oxidación del carbono y de nitrificación) o en dos etapas (proceso en etapas separadas de oxidación del carbono y de nitrificación).

Fase de desnitrificación.

La desnitrificación es un proceso anaerobio en el que los nitratos y nitritos resultantes de la fase de nitrificación se convierten en presencia de bacterias desnitrificantes en gas nitrógeno y óxido de nitrógeno que se ventean. Para la eliminación de nitrógeno se dispone de otros procesos:

- Eliminación de amoníaco. Este proceso consiste en el ajuste del pH del agua residual hasta un valor superior a 10 (pH > 10, el nitrógeno está en forma de NH_3)
- Intercambio iónico
- Los procesos biológicos tales como los lodos activados y las lagunas de estabilización
- Precipitación química

El nitrógeno del agua residual puede existir en cuatro formas: nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrógeno como nitrito y nitrógeno como nitrato. La nitrificación puede llevarse a cabo en cualquiera de los procesos de lodos activados, todo lo que se precisa es mantener las condiciones adecuadas para el crecimiento de los organismos nitrificantes. Los dos procesos de cultivo fijo que pueden utilizarse son los filtros percoladores y los biodiscos. De los métodos propuestos para la eliminación del nitrógeno, el proceso de nitrificación-desnitrificación es el mejor debido a las siguientes razones:

- Alto potencial de eficacia de eliminación
- Alta estabilidad y factibilidad del proceso
- Fácil control del proceso
- Bajas necesidades de superficie
- Costos moderados

La eliminación del nitrógeno con este proceso se lleva a cabo tanto en una como en dos etapas, dependiendo de la naturaleza del agua residual. Si el agua residual a tratar contiene nitrógeno en forma de amoníaco, se necesitan dos etapas, pero si el nitrógeno se encuentra en forma de nitrato, sólo se precisa de la etapa de desnitrificación.

LODOS ACTIVADOS CON NITRIFICACIÓN.

Este proceso también llamado nitrificación de un solo paso, debido a que el amonio y los materiales carbonáceos son oxidados en la misma unidad de aireación. Las condiciones óptimas para la nitrificación son: temperatura de 30° C, pH de 7.2 a 8.5, F/M de 0.05 a 0.15, tiempo de retención hidráulica largos y tiempo de retención de lodos de 20 a 30 días dependiendo de la temperatura. El grado de nitrificación depende de tres factores, tiempo de retención de los lodos, concentraciones de OD y temperatura del agua residual. La nitrificación comienza con un tiempo de retención de los lodos a los 5 días, pero no es apreciable sino hasta los 15 días, dependiendo de la temperatura. El sistema de aireación es diseñado para proveer oxígeno adicional necesario para oxidar el nitrógeno amoniacal.

Tabla 83. CRITERIOS DE DISEÑO PARA EL PROCESO DE LODOS ACTIVADOS CON NITRIFICACIÓN EN SU VARIANTE DE AIREACIÓN EXTENDIDA Y LAGUNAS DE OXIDACIÓN.

CONCEPTO	AIREACIÓN EXTENDIDA	LAGUNAS DE OXIDACIÓN
Carga volumétrica (kg DBO ₅ 10 ⁻³ m ⁻¹ d ⁻¹)	80 - 160	160 - 240
SSVLM (mg L ⁻¹)	3000 - 6000	3000 - 5000
Tiempo de retención de aireación ^a (d)	18 - 36	24
Suministro de aire (m ³ Kg ⁻¹ DBO ₅ aplicado)	187 - 250	---
Tiempo de retención de los lodos (d)	20 - 30	20 - 30
Tasa de recirculación	0.7 - 1.5	0.25 - 0.75
Fracción volátil de SSLM (mg L ⁻¹)	0.6 - 0.7	0.6 - 0.7

La nitrificación en reactor independiente puede llevarse a cabo en un proceso unitario de crecimiento suspendido o de crecimiento no suspendido. En cualquier caso, la nitrificación es precedida por un pretratamiento para reducir la demanda carbonosa. Se requiere de una DBO baja para asegurar una concentración alta de nitrificadores en la biomasa de la nitrificación. El proceso más común de nitrificación en reactor independiente es el proceso de crecimiento suspendido con flujo pistón con sedimentación. En este proceso, el efluente del pretratamiento es un efluente con pH ajustado y aireado. Los nitrificadores predominan, puesto que la demanda carbonosa es baja. La sedimentación procede a la aireación y los lodos del sedimentador son regresados al influente del tanque de aireación.

Tabla 84 CRITERIOS DE DISEÑO DE NITRIFICACIÓN PARA CRECIMIENTO SUSPENDIDO Y NO SUSPENDIDO.

SISTEMA DE CRECIMIENTO SUSPENDIDO	
Tipo de flujo	Preferible que sea pistón
pH óptimo	8.2 - 8.6
SSVLM (mg L ⁻¹)	1200 - 2400
OD mínimo en el tanque de aireación (ppm)	2.0
Carga hidráulica superficial sedimentada (lps m ⁻²)	0.19 - 0.28
Carga de sólidos (kg m ⁻² d ⁻¹)	97 - 146
Tasa de recirculación de lodos (%)	50 a 100
Tiempo de retención (h)	0.5 - 3
Tiempo de residencia medio (d)	10 - 20
Área del medio (m ² gr ⁻¹ NH ₄ -N oxidado d ⁻¹)	0.61 - 2.05
Tasa de recirculación	Hasta un 100%

ELIMINACIÓN DEL NITRÓGENO POR PROCESOS FÍSICOS Y QUÍMICOS.

Separación del amoníaco por arrastre con aire (air Stripping).

El arrastre con aire del amoníaco es una modificación del proceso de aireación utilizado para la eliminación de gases disueltos en el agua. La separación suele utilizarse en una torre de arrastre, el agua residual con un pH elevado es bombeada a la parte superior de una torre empacado con flujo a contracorriente de aire. El amoníaco libre es removido del agua con el flujo de aire, liberándolo a la atmósfera. Este sistema es bueno en la remoción de amoníaco en aguas residuales con altos contenidos del mismo (mayor de 10 ppm), sin embargo con un contenido de amoníaco mayor a 100 ppm puede ser más económico utilizar otras técnicas de remoción. Para determinar la cantidad de aire requerida para extraer el amoníaco del líquido se utiliza una ecuación de balance material en estado estable para una torre de arrastre:

$$G(Y_2 - Y_1) = L(X_2 - X_1)$$

donde: G = moles de gas entrante por unidad de tiempo

L = moles de líquido entrante por unidad de tiempo

Y₁ = concentración del soluto en el gas en la parte inferior de la torre, expresada en moles de soluto por mol de gas exento de soluto

Y₂ = concentración en la parte superior.

X₁ = concentración del soluto en el agua en la parte inferior de la torre, expresada en moles de soluto por mol del líquido

X₂ = concentración en la parte superior

Si se supone que el líquido saliente y el aire entrante por la parte inferior de la torre no contienen amoníaco, la ecuación se podrá expresar del siguiente modo:

$$\frac{G}{L} = \frac{X_2}{Y_1}$$

La eficacia del proceso depende de la temperatura del aire y de la relación aire/ agua. La eficiencia disminuye con el decremento de la temperatura. La operación del sistema no se afecta por los componentes tóxicos presentes, los cuales si pueden afectar el funcionamiento biológico del sistema. Sin embargo, los tóxicos volátiles son removidos durante el proceso. La eficiencia de operación es dependiente de la temperatura del aire, de la siguiente manera:

Temperatura del aire	Eficiencia de remoción de NH ₃
10° C	75%
20° C	90 a 95%

Tabla 85. CRITERIOS DE DISEÑO PARA LA REMOCIÓN DE AMONIACO.

Carga hidráulica superficial (lps m ⁻²)	0.68 – 1.36
Flujo de aire (m ³ L ⁻¹)	6.10 – 7.62
pH del agua residual	10.8 – 11.5
Pérdida de presión de aire (cm de agua m ⁻¹)	0.125 – 1.58
Material del empaque	Plástico o madera
Espaciamiento del empaque (cm)	5 (horizontal y vertical)

Cloración al punto de quiebre o breakpoint.

Se añade una cantidad suficiente de cloro para oxidar el nitrógeno amoniacal en disolución a gas nitrógeno y otros compuestos estables. La ventaja más importante de este proceso consiste en que, con un adecuado control y homogenización del caudal, puede reducirse a cero la totalidad del nitrógeno amoniacal presente en el agua residual. Una ventaja adicional es que al mismo tiempo se consigue la desinfección del agua residual.

RECOMENDACIONES Y CONCLUSIONES

Este trabajo se realizó para servir de apoyo al curso "TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES", el enfoque es teórico y es el resultado de la recopilación de diversas publicaciones, las cuales aparecen en la Bibliografía.

En este trabajo se presentan algunas consideraciones que se deben de tener al dimensionar una planta de tratamiento, como son: Criterios, Datos necesarios así como la obtención de ellos.

Se debe de tener en cuenta para el curso, que los criterios de calidad del agua son muy variables, ya que cambian de región en región aun dentro de un mismo país, los criterios mostrados en este trabajo son los más comunes

No se plantean ejemplos en este trabajo, con lo cual se le da la libertad al profesor que imparta la materia, de escoger que tipo de ejemplos son los adecuados para la impartición del curso

En el capítulo II, existe mucha normatividad sobre el tema, sin embargo, para fines de este trabajo se mencionan 3 Normas Oficiales Mexicanas:

NOM-001-ECOL-1996

NOM-002-ECOL-1996

NOM-003-ECOL-1997

Si el profesor cree conveniente profundizar sobre el tema al final del capítulo, se mencionan reglamentos y leyes afines.

Es conveniente para el curso el visitar una planta de tratamiento para que el alumno pueda visualizar de una manera más clara el funcionamiento de una planta de tratamiento. En la avenida LOMAS VERDES, se encuentra una planta de tratamiento que utiliza los lodos activados como proceso de degradación biológica, esta planta se ubica muy cerca de la ENEP, lo que hace fácil su visita, y el permiso lo otorga el Organismo de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (OAPAS)

BIBLIOGRAFÍA

FAIR M. G.; GEYER CH; A.D. OKUN.

"Purificación de aguas, tratamiento y remoción de aguas residuales.
VOL: II, Ed LIMUSA, 1984, New York, U.S.A.

TEBBUTT, T. H. J.

"Fundamentos de control de calidad del agua"
Ed. LIMUSA, 1980, México

SHULZ CHISTOPHER R.

"Tratamiento de aguas superficiales para países en desarrollo"
Ed LIMUSA, 1990, México.

WINKLER MICHAEL.

"Biological treatment of waster-water"
Ed. ELLIS HORWOOD, 1981, England

CP LESLIE GRADY, JR AND HENRY E: LIM.

"Biological wastewater treatment, theory and applications"
Ed. Marcel Dekker INC, 1981, New York, U.S.A.

DEPARTEMAENTO DE SANIDAD DEL ESTADO DE NUEVA YORK.

"Manual de tratamiento de aguas negras"
Ed. LIMUSA WILEY, Novena Reimpresion, 1989, México.

RAMALHO, R. S.

"Tratamiento de aguas residuales"
Ed. REVERTÉ, España.

NALCO CHEMICAL COMPANY.

"Manual del agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones"
Ed. Mc GRAW HILL, 1989, México.

AURELIO HERNÁNDEZ MUÑOZ.

"Depuración de aguas residuales"
colegio de ingenieros de caminos, canales y puertos; Colección SENIOR No. 9, 1994, España.

MIGUEL RIGOLA LAPEÑA.

"Tratamiento de aguas industriales: Aguas de proceso y residuales"
Ed MARCOMBO; colección PRODUCTICA No 27; España.

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS Y TRANSPORTES:

"Depuración por lagunaje de aguas residuales"
1991, España.

JAIRO ALBERTO ROMERO ROJAS.

"Tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización"
Ed. ALFAOMEGA, 1991, México.

MANUAL DE DEPURACIÓN URALITA

"Sistemas para la depuración de aguas residuales en núcleos de hasta 20,000 habitantes"
Ed. PARANINFO, 1995, España.

EDUARDO RONZANO, JOSÉ LUIS DAPEÑA.

"Tratamiento biológico de las aguas residuales"
Ediciones DIAZ DE SANTOS S. A.; 1995, España.

JOSÉ ANTONIO MENDOZA ROCA; MARÍA TERESA MONTAÑES SANJUAN

"Ciencia y tecnología del medio ambiente"
Servicio de publicaciones, colección LIBRO DOCENTE, 1998 España.

METCALF-EDDY

"Ingeniería Sanitaria". Tratamiento, evacuación y reutilización de las aguas residuales.
Ed. Labor, 1988, España.

VERNOR L. SNOEYINK; DAVID JENKINS

"Química del agua"
Ed. LIMUSA, 1997, México.

THE AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, INC.

"Control de calidad y tratamiento del agua, manual de abastecimientos públicos de aguas"
Ed. Mc GRAW HILL, 1975, España.

MANUAL DE DISEÑO DE AGUA POTABLE ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO.

"Sistemas alternativos de tratamiento de aguas residuales y lodos producidos"
CNA, 1994, México.

MANUAL DE DISEÑO DE AGUA POTABLE ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO.

"Diseño de lagunas de estabilización"
CNA, 1996, México